

JACKELINE TATIANE GOTARDO

**PERFIL LONGITUDINAL DE UMA LAGOA FACULTATIVA DE
TRATAMENTO SECUNDÁRIO DE ESGOTO DOMÉSTICO APLICADA NAS
CONDIÇÕES AMBIENTAIS DO SUL DO BRASIL**

FLORIANÓPOLIS

2005

Jackeline Tatiane Gotardo

**PERFIL LONGITUDINAL DE UMA LAGOA FACULTATIVA DE
TRATAMENTO SECUNDÁRIO DE ESGOTO DOMÉSTICO APLICADA NAS
CONDIÇÕES AMBIENTAIS DO SUL DO BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do Título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Florianópolis

2005

Jackeline Tatiane Gotardo

**PERFIL LONGITUDINAL DE UMA LAGOA FACULTATIVA DE
TRATAMENTO SECUNDÁRIO DE ESGOTO DOMÉSTICO APLICADA NAS
CONDIÇÕES AMBIENTAIS DO SUL DO BRASIL**

Dissertação aprovada como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre no Curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina.

Orientador: _____
Prof. Flávio Rubens Lapolli, Dr.
ENS / UFSC

Prof. Fernando Soares Pinto Sant`Anna, Dr.
ENS / UFSC

Prof. Maria Angeles Lobo Récio, Dr^a.
ENS / UFSC

Prof. Rosangela Bergamasco, Dr^a.
UEM, Maringá – PR.

Florianópolis, 21 de fevereiro de 2005.

Gotardo, Jackeline Tatiane

Perfil longitudinal de uma lagoa facultativa de tratamento de esgoto doméstico aplicada nas condições ambientais do sul do Brasil. Jackeline Tatiane Gotardo — Florianópolis: Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, 2005.

122p.

Dissertação de mestrado - Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental.

1. Lagoas facultativas 2. Degradação da Matéria Carbonácea 3. Perfil longitudinal 4. Coeficiente cinético 5. Águas residuárias I. Título.

*Dedico este trabalho
a meus queridos pais,
Ermino e Elza Maria Gotardo e ao
meu maninho Jefferson Fabiano Gotardo.*

AGRADECIMENTOS

A Deus que me conferiu a capacidade desta conquista.

Ao professor Dr. Flávio Rubens Lapolli, pela orientação e principalmente incentivo e amizade dispensados na elaboração deste trabalho.

Ao Lara - Laboratório de Reúso de Águas - do qual tive a honra de fazer parte. Aos colegas do LaRA: Maria, Alessandra, Débora, Kleber, Mura, Maiza, Yasmine e Mariele, pelo companheirismo e apoio recebido. Ao Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado – GESAD, em especial ao Pablo, Victor e Adriano pela cooperação e apoio recebido.

A todos os professores, funcionários e alunos do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, em especial a Taís, Maurício e Fabrício, que estiveram presentes em todos os momentos, incentivando e apoiando.

A meus amados pais Ermindo e Elza e a meu maninho Jefferson, que eu amo muito e são os principais responsáveis por essa conquista, obrigada por tudo.

A Tatiana Barbosa da Costa e a Tathiane Abreu Saraiva presentes em todos os momentos, valeu pela amizade, otimismo, colaboração, dedicação e carinho.

Aos amigos de Florianópolis, Gi, Walter, Djuli, Zanardi, PC, Telma, Simone, Fabi, Rosane e Delmira amigos presentes nos melhores e piores momentos nestes últimos dois anos, obrigada pela paciência e amizade.

Aos amigos de Cascavel, Andrea, Vanessa, Edna, Aline, Fernanda, Sheila, Henriqueta, Ana, Dani, Cruz, Dino, Caldeira, Claudinho, Helder, Ander, Betinho, Karine, Marcelo, Kco, Dárcio, Cima, Gustavo, Zé, Carlão (in memoriam) pelo carinho e apoio.

A Juliano Anderson Pacheco sempre disponível nas incertezas estatísticas e um grande amigo.

A Fernando Soares Pinto Sant'Anna, Maria Angeles Lobo Récio e Rosangela Bergamasco pelas contribuições relevantes na defesa deste trabalho.

A CAPES, pela bolsa de estudos e a Universidade Federal de Santa Catarina, por ter concedido a oportunidade de realizar um curso de pós-graduação.

A todos, muito obrigada.

“O nosso ideal, devemos colocá-lo nas estrelas, ainda que fiquemos no meio do caminho”.
(L. Tolstoi)

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	ix
LISTA DE FIGURAS	xi
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	xiii
RESUMO	xiv
ABSTRACT	xv
1 INTRODUÇÃO	16
2 OBJETIVOS	18
2.1 Objetivos específicos	18
3 LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO	19
3.1 Histórico	19
3.2 Caracterização	20
3.2.1 Lagoa anaeróbia.....	21
3.2.2 Lagoa facultativa	23
3.2.3 Lagoa maturação	25
3.3 Critérios para o dimensionamento de lagoas facultativas	29
3.3.1 Comportamento hidrodinâmico.....	29
3.3.2 Coeficiente cinético de degradação da matéria carbonácea	31
3.3.3 Tempo de detenção hidráulica (TDH) e profundidade.....	31
3.3.4 Taxa de aplicação superficial	32
3.4 Contribuição sanitária de uma lagoa facultativa	35
3.5 Influência da comunidade planctônica na lagoa facultativa	36
3.5.1 Característica da comunidade planctônica sob diferentes condições.....	39
3.6 Principais fatores e seus múltiplos efeitos em lagoas de estabilização	40
3.6.1 Fatores climáticos.....	40
3.6.2 Fotossíntese e fatores interferentes.....	42
3.6.3 Nutrientes	43
3.6.4 Degradação da matéria carbonácea	46
3.7 Padrões ambientais	47
4 MATERIAIS E MÉTODOS	49
4.1 Materiais e descrição da unidade piloto	49
4.1.1 Unidade piloto	49
4.1.2 Unidade de medição de vazão	50
4.1.3 Evaporímetro	51
4.1.4 Pluviômetro	51
4.2 Condições de monitoramento do piloto	52

4.3 Descrição dos métodos e amostragem.....	53
4.3.1 Dados de campo	55
4.3.2 Análises físico-químicas, bacteriológicas e microscópicas.....	56
4.3.3 Análise estatística dos resultados	63
4.4 Cálculos	64
4.4.1 Coeficiente cinético	64
4.4.2 Tempo de detenção hidráulica.....	65
4.4.3 Taxa superficial	65
4.4.4 Eficiência.....	66
4.4.5 Balanço hídrico.....	66
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	67
5.1 Perfil longitudinal.....	67
5.1.1 Avaliação da degradação da matéria carbonácea	67
5.1.2 Caracterização do perfil longitudinal	71
5.2 Coeficiente cinético.....	73
5.3 Taxa de aplicação superficial	75
5.3.1 Demanda química de oxigênio (DQO).....	76
5.3.2 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO).....	78
5.3.3 Amônia	81
5.4 Matriz de correlação	83
5.5 Ciclagem de nutrientes.....	84
5.5.1 Frações inorgânicas de nitrogênio	84
5.5.2 Fosfato reativo	90
5.6 Indicadores bacteriológicos	92
5.7 Comunidade planctônica	96
5.8 Variações horárias.....	103
5.9 Avaliação geral do sistema.....	106
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES	111
6.1 Conclusões	111
6.2 Recomendações	114
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	116

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Parâmetros de projeto para lagoas anaeróbias.....	22
Tabela 2 - Fórmulas para o cálculo da contagem de coliformes efluentes (N) de lagoas .	27
Tabela 3 - Principais parâmetros de projeto de lagoas de maturação erfil longitudinal da matéria carbonácea nas três fases operacionais.....	28
Tabela 4 - Fórmulas para estimativa da degradação da matéria carbonácea em termos de DBO ₅ solúvel efluente.....	30
Tabela 5 - Coeficientes cinéticos citado por diferentes autores	31
Tabela 6 - Taxas de aplicação superficial para lagoas facultativas, em função das condições ambientais do local de implantação.....	33
Tabela 7 - Faixa de operação das taxas de aplicação superficial em função das condições ambientais.....	34
Tabela 8 - Quadro resumo de taxa de aplicação superficial, profundidades e tempos de detenção hidráulicos empregados em lagoas facultativas	35
Tabela 9 - Exemplos de algas geralmente encontradas em lagoas de estabilização.....	38
Tabela 10 - Alguns dos padrões ambientais para emissão de efluentes líquidos segundo resolução CONAMA nº20/86.....	47
Tabela 11 - Alguns padrões ambientais para emissão de efluentes líquidos segundo decreto nº14.250 de Santa Catarina	48
Tabela 12 - Descrição das três fases pesquisadas sob diferentes condições operacionais	53
Tabela 13 - Métodos utilizados na determinação das diferentes formas de nitrogênio.....	58
Tabela 14 - Perfil longitudinal da matéria carbonácea nas três fases operacionais.....	68
Tabela 15 - Resultados da ANOVA perfil longitudinal (P2, P3 e P4)	70
Tabela 16- Caracterização do perfil longitudinal	71
Tabela 17 - Resultados da ANOVA caracterizando o perfil longitudinal (P2, P3 e P4)...	73
Tabela 18 - Constantes cinéticas médias nas fases em estudo para o parâmetro DBO ₅	73
Tabela 19 - Comparação da performance das lagoas	74
Tabela 20 - Constantes cinéticas médias nas fases em estudo para o parâmetro DQO.....	74
Tabela 21 - Comportamento de diferentes lagoas facultativas e comparação com a unidade piloto	75
Tabela 22 - Matriz de correlação entre os parâmetros observados em uma visão geral ...	84
Tabela 23 - Estatística descritiva das frações inorgânicas do nitrogênio	85
Tabela 24 - Transformação da amônia no sistema	87
Tabela 25 - Teste de Shapiro-wilk para normalidade dos dados aplicados a ciclagem de nutrientes	88
Tabela 26 - Correlação de Spearman entre a concentração de amônia efluente e temperatura do líquido.....	89
Tabela 27 - Correlação de Spearman entre a concentração de amônia efluente e o pH....	89

Tabela 28 - Correlação de Spearman entre a concentração de amônia efluente e o OD...	89
Tabela 29 - Concentrações afluente e efluente do fosfato reativo e eficiências de remoção	90
Tabela 30 - Teste de Shapiro-wilk para normalidade dos dados.....	91
Tabela 31 - Coeficiente de Spearman entre concentração de fosfato reativo efluente e alcalinidade.....	91
Tabela 32 - Avaliação da eficiência na remoção de patogênicos em termos de porcentagem e unidades logarítmicas	93
Tabela 33 - Valores máximo, médio e mínimo de Coliformes Totais e <i>E.coli</i> nas três fases do estudo	93
Tabela 34 - Teste de Shapiro-wilk para normalidade dos dados.....	94
Tabela 35 - Correlação de Spearman entre <i>E. coli</i> e temperatura do líquido.....	94
Tabela 36 - Correlação de Spearman entre os parâmetros <i>E. coli</i> e pH.....	95
Tabela 37 - Correlação de Spearman entre os parâmetros <i>E. coli</i> e OD	95
Tabela 38 - Densidade e presença de microrganismos verificados nas amostras do plâncton da lagoa facultativa durante os meses de estudo.....	97
Tabela 39 - Correlação de Spearman entre intensidade de luz solar e clorofila <i>a</i>	100
Tabela 40 - Correlação de Spearman entre sólidos suspensos e clorofila <i>a</i>	101
Tabela 41 - Perfil horário realizado no dia 11/08/2004.....	103
Tabela 42 - Perfil horário realizado no dia 18/08/2004.....	104
Tabela 43 - Perfil horário realizado no dia 08/09/2004.....	105
Tabela 44 - Avaliação geral da unidade piloto	106
Tabela 45 - Resultados verificados no efluente da Lagoa Anaeróbia (P1), para o período de outubro de 2003 a outubro de 2004	107
Tabela 46 - Resultados verificados na Lagoa Facultativa (P4), para o período de outubro de 2003 a outubro de 2004	108
Tabela 47 - Caracterização climática e operacional do sistema	108
Tabela 48 - Resultados climatológicos médios obtidos nas diferentes fases	109
Tabela 49 – Resumo da eficiência de remoção dos principais parâmetros avaliados nas 3 fases operacionais.....	109

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Influência da carga da lagoa e da hora do dia na espessura das camadas aeróbias e anaeróbias	23
Figura 2 - Esquema simplificado das reações que ocorrem em lagoas facultativas	25
Figura 3 - Influência da radiação luminosa e da temperatura na velocidade da fotossíntese	41
Figura 4 - Unidade piloto e instrumentos de apoio ao monitoramento	50
Figura 5 - Unidade de medição de vazão afluente à lagoa facultativa	51
Figura 6 - Esquema do evaporímetro utilizado na pesquisa	51
Figura 7 - Pluviômetro – recipiente coletor das precipitações pluviométricas e recipiente para armazenagem	52
Figura 8 - Layout da lagoa facultativa, sistema de alimentação, pontos de amostragem e coleta dos dados climatológicos	54
Figura 9 – Avaliação da degradação da matéria carbonácea ao longo do perfil longitudinal (P2, P3 e P4) para as três fases operacionais (desenho esquemático).....	69
Figura 10 – Avaliação dos parâmetros que caracterizaram o perfil longitudinal (P2, P3 e P4) para as três fases operacionais (desenho esquemático).....	72
Figura 11 - Diagrama de dispersão da taxa aplicada e removida de DQO e o relacionamento linear nas diferentes fases operacionais	76
Figura 12 - Diagrama de dispersão da taxa aplicada e removida de DBO ₅ e o relacionamento linear nas diferentes fases operacionais	79
Figura 13 - Relacionamento linear entre a taxa aplicada e removida de DBO ₅ , equações descritas por diferentes autores	81
Figura 14 - Diagrama de dispersão da taxa aplicada e removida de amônia e o relacionamento linear nas diferentes fases operacionais	82
Figura 15 - Principais mecanismos de remoção de amônia, entre estes amônia oxidada e amônia volatilizada e incorporada	85
Figura 16 - Comportamento da concentração de amônia afluente e efluente, concentração de nitrogênio como nitrito e nitrogênio como nitrato efluente ao longo do tempo e dividido em três fases operacionais	86
Figura 17 - Concentração afluente e efluente de amônia e a porcentagem de remoção ao longo do experimento e subdividido em fases operacionais	87
Figura 18 - Concentrações do fósforo reativo (afluente e efluente) e eficiência	91
Figura 19 - Perfil temporal do comportamento dos indicadores bacteriológicos Coliformes Totais e <i>E. Coli</i>	93
Figura 20 - Gráfico do comportamento dos parâmetros pH, OD, temperatura do líquido e do indicador <i>E.coli</i> ao longo do estudo	95
Figura 21 – Frequência média dos microrganismos encontrados em suspensão no efluente final da lagoa facultativa	98

Figura 22 – Gráfico da frequência das principais espécies encontradas na lagoa facultativa	99
Figura 23 – Clorofila <i>a</i> e intensidade de luz solar verificados ao longo do período	100
Figura 24- Concentração de sólidos suspensos e clorofila <i>a</i> . ao longo do período.....	101
Figura 25 - Quadro dos principais microrganismos encontrados na lagoa facultativa em estudo	102
Figura 26 - Perfil horário (11/08/2004) das concentrações de pH, Temperatura do líquido, OD, DQO total e intensidade de luz.....	104
Figura 27 - Perfil horário (18/08/2004) das concentrações de pH, temperatura do líquido, OD, DQO solúvel e intensidade de luz	105
Figura 28 - Perfil horário (08/09/2004) das concentrações de pH, temperatura do líquido, OD, DQO solúvel e intensidade de luz	106

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

%	Porcentagem / porcentagem
ANOVA	Análise de variância
APHA	American Public Halph Association
CASAN	Companhia Catarinense de Água e Saneamento
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CTC	Centro Tecnológico
d	dias
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxigênio de 5 dias
DP	Desvio Padrão
DQO	Demanda Química de Oxigênio
E	Eficiência de Remoção (%)
<i>E. coli</i>	<i>Eschechchia coli</i>
ENS	Engenharia Sanitária e Ambiental
HDT	Hidraulic detention time
ha	hectare
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
K	Coefficiente cinético
kg	Kilograma
LARA	Laboratório de Reuso de Águas
LIMA	Laboratório Integrado de Meio Ambiente
m	Metro
m ²	Metro quadrado
m ³	Metro Cúbico
mg/L	Miligrama por Litro
mL	mililitro
mL/L	Mililitro por Litro
mm	Milímetro
NH ₄ ⁺ – N	Íon Amônio ou Nitrogênio Amoniacal
NO ₂ ⁻ – N	Nitrito
NO ₃ ⁻ – N	Nitrato
OD	Oxigênio Dissolvido
P1,P2,P3 e P4	Ponto 1, Ponto 2, Ponto 3 e Ponto 4
pH	Potencial Hidrogeniônico
PO ₄ ³⁻ - P	Fosfato
PPGEA	Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental
r ²	Coefficiente de determinação
SS	Sólidos Suspensos
ST, STF, STV	Sólidos Totais, Sólidos Totais fixos, Sólidos totais voláteis
T (°C)	Temperatura em graus célsios
TDH	Tempo de detenção Hidráulica
USFC	Universidade Federal de Santa Catarina
µg/L	micrograma por Litro

RESUMO

Neste trabalho, estudou-se uma lagoa facultativa de tratamento de esgoto secundário, em escala piloto, na região sul do Brasil, avaliando as características do perfil longitudinal e o desempenho da mesma na remoção da matéria carbonácea, nitrogenada e qualidade bacteriológica. A lagoa piloto possui volume útil de 17,5m³ e área superficial de 15,2 m² (profundidade de 1,15 m, comprimento de 9,5 m e largura de 1,60 m). Para caracterizar o comportamento da matéria carbonácea foram avaliados 3 pontos distintos na extensão longitudinal da lagoa. O monitoramento foi conduzido em 3 fases operacionais (fase 1: TDH=20d, T_{média}=28°C, primavera/verão; fase 2: TDH=10 d, T_{média}=24°C, verão/outono; fase 3: TDH=20d, T_{média}=19°C, inverno/primavera), sendo avaliado as características físico-químicas e bacteriológicas semanalmente e monitoramento climatológico/operacional três vezes por semana. A avaliação foi efetuada através dos seguintes parâmetros: pH, OD, temperatura, transparência por disco de Secchi, turbidez, Alcalinidade Total, DQO_t, DQO_s, DBO_t, DBO_s, SS, Clorofila *a*, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻, P-PO₄³⁻ reativo, coliformes totais, *Escherichia coli* e comunidade planctônica. Os resultados obtidos na avaliação do perfil longitudinal não demonstraram diferença significativa dos parâmetros nos 3 pontos avaliados, caracterizando a lagoa como reator de mistura completa. O coeficiente cinético calculado nas diferentes condições operacionais apresentou valores de DBO₅ entre 0,12-0,20 d⁻¹ para mistura completa. A DQO apresentou valores de coeficiente cinético entre 0,04-0,19 d⁻¹ para mistura completa. A relação entre taxa aplicada e taxa removida de DQO resultou na equação $y = -39,9 + 1,02x$, (y =taxa removida; x =taxa aplicada), $r^2=0,81$. A relação entre a taxa aplicada e taxa removida de DBO₅ apresentou a equação $y = -4,03 + 0,71x$, $r^2=0,6$. A eficiência na transformação do nitrogênio foi de 62 %, 40% e 42%, respectivamente para a primeira, segunda e terceira fase. A eficiência na transformação do fosfato reativo foi em média 26 %, 60% e 71%, respectivamente para a primeira, segunda e terceira fase. A qualidade sanitária, através do indicador *E coli* e em termos de unidade logarítmica, apresentou eficiência significativa, valores de 2,6 log; 1,4 log e 1,2 log, respectivamente para a primeira, segunda e terceira fase. A comunidade planctônica avaliada qualitativamente apresentou predominância de espécies de Euglenophyta (73%) e Clorophyta (69%). O perfil horário demonstrou que ocorrem oscilações horárias na qualidade do efluente. Através dos dados obtidos pelo balanço hídrico, constatou-se diluição máxima do efluente de 20% na terceira fase do estudo, porém não comprometeu a eficiência da lagoa. De um modo geral, a fase 3 (TDH=20d) apresentou resultados mais eficazes na remoção da matéria carbonácea e do fosfato reativo. A fase 1 (TDH=20d) foi mais eficaz na avaliação da qualidade sanitária através do indicador *E. coli* e na transformação do nitrogênio amoniacal. Entretanto, a fase 2 (TDH=10d), apesar de valores menos expressivos, apresentou valores satisfatórios para todos os parâmetros.

Palavras-chave: Lagoa facultativa, Degradação da Matéria Carbonácea, Perfil longitudinal, Coeficiente cinético (k), Águas residuárias.

ABSTRACT

In this work, a facultative pond in pilot scale of secondary wastewater treatment was studied in the south of Brazil, evaluating the characteristics of their longitudinal profile, the performance in relation to the removal of carbon as well as nitrogen and appraising the bacteriological quality. The pond has a volume of 17,5m³ and surface of 15,2 m² (depth 1,15 m, length 9,5m and width 1,60 m). The performance of the biological removal in the longitudinal extension of pond had been ascertained by 3 distinct points. The monitoring was executed in 3 operational phases (phase 1: HDT=20d, T_{average}=28°C, spring/summer; phase 2: HDT=10 d, T_{average}=24°C, summer/autumn; phase 3: HDT=20d, T_{average}=19°C, winter/spring). The bacteriological and physico-chemistries characteristics had been recorded weekly, the climate and the operational conditions three times a week. The performance was valuated with the following parameters: pH, DO, temperature, transparency by Secchi's record, turbidity, total alkalinity, COD_t, COD_s, BOD_t, BOD_s, SS, Chlorophyll *a*, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻, P-PO₄³⁻ reactive, total coliforms, *Escherichia coli* and a community of plankton. The appraisals of the parameters haven't demonstrated a significant difference at 3 distinct points, characterizing the pond as a complete mix reactor. The kinetic coefficients, calculated in different operational conditions, presented values of BOD₅ between 0,12-0,20 d⁻¹ for complete mix values. The COD presented values of kinetic coefficient between 0,04-0,19 d⁻¹ for complete mix. The relation between applied loads and removed loads of COD resulted in the equation $y = -39,9 + 1,02x$, (y =removed load; x =applied load), $r^2=0,81$. The relation between applied loads and removed loads of BOD₅ resulted the equation $y = -4,03 + 0,71x$, $r^2=0,6$. The efficiency of nitrogen removal was of 62 %, 40% and 42%, respectively for the first one, second and third phase. The efficiency of reactive phosphate removal was on average 26 %, 60% and 71% correspondingly for the first one, second and third phase. The sanitary quality, through indicator *E. coli* by logarithmic unit, presented a significant efficiency, 2,6 log; 1,4 log and 1,2 log, respectively for the first one, second and third phase. The evaluated community of plankton qualitatively presented a predominance of Euglenophyta (73%) and Chlorophyta (69%) species. The temporal profile demonstrated hourly oscillations in the effluent quality. The relation between evaporation/precipitation, demonstrated a maximum dilution of the effluent of 20% in the third phase of the study, however it not compromise the pond efficiency. In general, the evaluation phase 3 (HDT=20d) presented results most efficient in relation to the removal of carbon and the reactive phosphate. Phase 1 (HDT=20d) was more efficient in sanitary quality, proved by the indicator *E. coli*, and removal of nitrogen. However, phase 2 (HDT=10d), although less expressive values, the parameters presented satisfactory values for all.

Key-words: Facultative ponds, biological degradation, kinetic coefficients (k), longitudinal profile, wastewater.

1 INTRODUÇÃO

No cenário brasileiro há uma preocupação ascendente com os recursos naturais, entretanto, quando se refere ao saneamento básico os dados ainda são alarmantes. Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2000), no Brasil 52,2% dos municípios têm esgotamento sanitário, sendo que 32 % têm serviço de coleta e 20,2 % coletam e tratam o esgoto. Na região Sul apenas 21,7% dos municípios têm esgoto coletado e tratado. A região da Grande Florianópolis é composta por 13 municípios (Florianópolis, Governador Celso Ramos, Biguaçu, Antônio Carlos, Angelina, São Pedro de Alcântara, Rancho Queimado, Águas Mornas, Santo Amaro da Imperatriz, Palhoça, Anitápolis e São Bonifácio, São José), dos quais, a grande maioria não possui sistema de tratamento de esgotos, assim como muitos municípios na região sul do Brasil, entretanto, possuem disponibilidade de área territorial.

Neste contexto, evidencia-se a necessidade de estudos que forneçam subsídios à implantação de sistemas de tratamento de esgotos viáveis economicamente e que produzam efluentes de satisfatória qualidade físico-química e sanitária, não comprometendo as características dos corpos d'água receptores e a saúde da população. As lagoas de estabilização apresentam-se como uma interessante alternativa. Esse tipo de sistema vem sendo utilizado no mundo todo para o tratamento de esgotos domésticos e também industriais, sendo o processo significativamente favorecido em regiões de clima tropical e subtropical, como é o caso do Brasil.

Sistemas de lagoas de estabilização têm o objetivo principal de transformar o material orgânico, presente em águas residuárias, em produtos mineralizados. Para atingir este objetivo, utilizam-se processos de tratamento que se baseiam na atividade metabólica dos microrganismos, particularmente bactérias e algas. As algas produzem oxigênio através da fotossíntese e este oxigênio pode ser usado por bactérias para oxidar o material biodegradável (CAVALCANTI et al., 2001). Todavia, as condições climatológicas (temperatura, incidência de radiação solar, fotoperíodo), o tempo de detenção hidráulica (TDH) e as características geométricas da lagoa e operacionais influenciam diretamente no tratamento.

Existem algumas variantes de lagoas podendo, estas ser anaeróbia, facultativa, maturação entre outras, como as de alta taxa e aeradas. As lagoas anaeróbias são responsáveis pelo tratamento primário e são dimensionadas para receber cargas orgânicas elevadas, que impedem a existência de oxigênio dissolvido, e a matéria orgânica presente nesta lagoa é digerida anaerobicamente. Nas facultativas, ocorre a degradação anaeróbia no fundo da lagoa e aeróbia na zona fótica, essas lagoas apresentam grande espelho d'água para o desenvolvimento de algas nas camadas mais superficiais e iluminadas e para propiciar maior área de transferência de oxigênio com a atmosfera. Geralmente são utilizadas no tratamento secundário dos esgotos, oxidando a matéria carbonácea remanescente. Já as lagoas de maturação caracterizam-se por receber um efluente com baixa carga orgânica (DBO estabilizada) e o oxigênio dissolvido se faz presente em toda a massa líquida, sendo responsável pelo pós-tratamento dos esgotos, seu principal objetivo é promover a remoção de microrganismos patogênicos.

O comportamento hidrodinâmico de um despejo em um reator de tratamento de águas residuárias (lagoas de estabilização) pode apresentar-se de três diferentes formas podendo ser: mistura completa, fluxo pistão e fluxo disperso. Visto isto, este trabalho tem como objetivo geral de verificar o comportamento do despejo no perfil longitudinal de uma lagoa facultativa e avaliar a qualidade do efluente final.

Com a finalização do estudo, espera-se avançar no conhecimento das características do reator, a fim de contribuir para o entendimento do funcionamento dessas lagoas na região Sul do Brasil, bem como fornecer subsídios ao dimensionamento das mesmas, para permitir o seu melhor desempenho.

2 OBJETIVOS

Este estudo tem como objetivo geral avaliar o perfil longitudinal de uma lagoa facultativa de tratamento secundário de esgoto doméstico em escala piloto, aplicada às condições ambientais da Grande Florianópolis/SC, enfocando a degradação da matéria carbonácea.

2.1 Objetivos específicos

Como consequência do objetivo geral, são propostos os seguintes objetivos específicos:

- Avaliar a degradação da matéria carbonácea, através da Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO e da Demanda Química de Oxigênio – DQO, no perfil longitudinal ao longo de três pontos distintos da lagoa facultativa piloto.
- Realizar a caracterização do perfil longitudinal em três pontos distintos da lagoa através das análises de oxigênio dissolvido, pH, transparência mediante disco de Secchi, temperatura da amostra, sólidos suspensos, clorofila *a*;
- Avaliar o regime hidráulico do reator;
- Comparar os coeficientes de degradação da matéria orgânica, obtidos em diferentes temperaturas e condições operacionais, com àqueles citados em modelos existentes;
- Correlacionar os resultados da degradação da matéria orgânica com os parâmetros climatológicos, físico-químicos e bacteriológicos mensurados;
- Avaliar a eficiência de tratamento da lagoa em relação a diferentes taxas de aplicação superficial estudadas em três condições ambientais diferentes.
- Avaliar a ciclagem de nutrientes através das análises de amônia (N-NH₄⁺), nitrito (N-NO₂⁻), nitrato (N-NO₃⁻) e fosfato reativo (P-PO₄³⁻);
- Verificar o decaimento de coliformes totais e *E. coli*;
- Determinar a comunidade planctônica da lagoa facultativa correlacionando-a com os demais parâmetros mensurados;
- Verificar a variação diária dos dados climatológicos e nas concentrações da matéria carbonácea e nutrientes;

3 LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

3.1 Histórico

No EUA, provavelmente em 1901, uma lagoa de armazenamento de esgotos foi construída na cidade de San Antonio, Texas, com a finalidade de utilizar a água na irrigação. Verificou-se, posteriormente, uma melhora na qualidade do efluente. (VICTORELLI, 1964; SILVA e MARA, 1979).

Mais tarde, em 1924 e 1928, surgem relatos de duas lagoas: a de Santa Rosa na Califórnia (USA, 1924) e de Fesseden no estado da Dakota do Norte (USA, 1928). Em Santa Rosa, para evitar o custo de uma estação de tratamento de esgotos, se fez passar o esgoto sobre um leito de pedras, tendo o efeito de um filtro percolador. Entretanto ocorreu a colmatação dos vazios e uma acumulação de esgoto até 0,90m de altura - o efluente da lagoa tinha características equivalentes ao de um filtro biológico. Em Fesseden, não havendo corpo receptor adequado, o efluente da rede coletora foi dirigido a uma depressão do terreno fora da cidade. A qualidade do efluente final era comparável a de um tratamento de esgoto secundário (JORDÃO e PESSOA, 1995; KELLNER e PIRES, 1998).

Por volta da década de 40, apareceram as lagoas com acompanhamento de sua operação, a partir do qual procurou-se conhecer os parâmetros para o dimensionamento e melhor entendimento do seu funcionamento. A primeira instalação americana projetada especialmente para a estabilização dos esgotos, foi na cidade de Maddok, na Dakota do Norte em 1948. Aproximadamente nesta época a Austrália foi pioneira no uso de lagoas em série denominadas “lagoas australianas”. Por volta de 1960 outros países defendiam o uso de lagoas: Estados Unidos, Austrália, Nova Zelândia, Israel, África do Sul, Índia, Canadá, Brasil, México, Colômbia, Peru, Costa Rica, Cuba e Equador. No Brasil, a primeira lagoa foi construída em 1960 pelo Engº Benoit Almeida Victoretti, a lagoa de estabilização de São José dos Campos – SP, com lagoas em série, sendo anaeróbia seguida de facultativa (JORDÃO e PESSOA, 1995; KELLNER e PIRES, 1998).

Hoje, as lagoas de estabilização facultativas encontram-se difundidas em todo território nacional. Muitas pesquisas já foram desenvolvidas, entretanto ainda há muito que se estudar a respeito das lagoas de estabilização.

3.2 Caracterização

As lagoas de estabilização caracterizam-se por ser um sistema de tratamento de esgotos onde processos naturais: físicos, biológicos e bioquímicos, fazem a autodepuração das águas residuárias (UEHARA e VIDAL, 1989). A autodepuração/estabilização da matéria orgânica é realizada pela oxidação bacteriológica (oxidação aeróbia ou fermentação anaeróbia) e/ou redução fotossintética das algas (JORDÃO e PESSOA, 1995). Além da remoção da matéria carbonácea, do ponto de vista sanitário, as lagoas podem alcançar elevadíssimas eficiências de remoção de organismos patogênicos (Von SPERLING et al., 2003). Em uma maneira geral, as lagoas procuram reproduzir os fenômenos observados na natureza, sem que para isso sejam utilizados equipamentos mecânicos (KELLNER e PIRES, 1998).

A implementação de lagoas de estabilização apresenta inúmeras vantagens, dentre as quais destacam-se: os baixos custos para construção, operação e manutenção. Devido a simplicidade e confiabilidade operacional, dispensa operadores com capacitação especial (ARCEIVALA, 1981 apud Von SPERLING, 1996). Este processo é regulado pelas condições climatológicas de temperatura, intensidade e duração da luz solar, sendo significativamente favorecido em regiões de clima tropical e subtropical, como é o caso do Brasil. Pelo fato das lagoas serem um sistema natural, há a necessidade de disponibilidade de área territorial e clima favorável. Dessa forma, tornam-se relevantes os estudos regionais sobre o comportamento do processo a fim de otimizar o processo natural.

Estudos na Inglaterra, África do Sul, Nova Zelândia, Brasil, entre outros, apontam como viável economicamente a implementação de lagoas de estabilização em países de clima quente e em desenvolvimento. Visto a atual conjuntura econômica do Brasil e a problemática ambiental quando se refere ao saneamento básico, deve-se optar por processos viáveis.

Dependendo do processo biológico (anaeróbio ou aeróbio) há diversas variantes de lagoas de estabilização, com diferentes níveis de simplicidade operacional. Podem ser classificadas como: anaeróbias, facultativas, de maturação, aeradas, de alta taxa e de polimento. Neste estudo será feita uma abordagem geral nas lagoas clássicas: anaeróbia, e de maturação e será dada ênfase na lagoa facultativa.

3.2.1 Lagoa anaeróbia

As lagoas anaeróbias são responsáveis pelo tratamento primário dos esgotos. São dimensionadas para altas cargas orgânicas, onde sem a presença de oxigênio dissolvido realizam o processo de estabilização pelos fenômenos da digestão ácida e fermentação metânica (JORDÃO e PESSOA, 1995). Fazendo uma analogia a outro sistema de tratamento de esgoto, a lagoa representa um digestor anaeróbio ou fossa séptica (KELLNER e PIRES, 1998). A matéria orgânica em suspensão deposita-se no fundo da unidade, entrando em digestão anaeróbia, e a parcela desse material contida na parte líquida sofre também uma estabilização anaeróbia parcial.

A fermentação anaeróbia é um processo seqüencial. A degradação da matéria orgânica é realizada pelas bactérias formadoras de ácidos orgânicos e pelas bactérias metanogênicas. As primeiras convertem os compostos orgânicos complexos em substâncias e compostos orgânicos mais simples, principalmente ácidos orgânicos. Esta fase é denominada “digestão ácida” em que ocorre a produção de material celular (síntese) e de compostos intermediários mal cheirosos (gás sulfídrico e mercaptanas). Na digestão ácida o pH abaixa para valores 6,0 – 5,0. Na fermentação metânica as bactérias metanogênicas transformam os ácidos orgânicos em metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2). Nesta etapa o pH sobe para valores 7,2 - 7,5, os maus odores desaparecem, e a espuma é formada (JORDÃO e PESSOA, 1995). De maneira a garantir o funcionamento ideal de uma lagoa anaeróbia, a temperatura deve estar acima de 15°C e o pH mantido acima de 6, na faixa 6,8 –7,4 (SILVA e MARA,1979; MENDONÇA, 1990).

Os principais parâmetros de projeto para dimensionamento de uma lagoa anaeróbia são profundidade, tempo de detenção hidráulico e taxa de aplicação volumétrica. Os valores encontrados em literatura estão descritos na Tabela 1.

Tabela 1: Parâmetros de projeto para lagoas anaeróbias.

Parâmetro de projeto	Quantificação	Fonte
Tempo de detenção (d)	1-5	Silva e Mara, 1979.
	2-5	Uehara e Vidal, 1989.
	2-5	Jordão e Pessoa, 1995.
	3-6	Von Sperling, 1996.
Taxa de aplicação volumétrica (kg DBO ₅ /m ³ .d)	0,1-0,4	Silva e Mara, 1979e Jordão e Pessoa, 1995.
	0,19-0,24	Uehara e Vidal, 1989.
	0,1-0,3	Von Sperling, 1996.
	>0,1	Mara, 2002 e Mara et al, 1992.
Profundidade (m)	2-4	Silva e Mara, 1979.
	3-5	Uehara e Vidal, 1989.
	3-4	Jordão e Pessoa, 1995.
	4-5	Von Sperling, 1996.
	2-5	Mara, 2002 e Mara et al, 1992.

O dimensionamento das lagoas anaeróbias é portanto baseado na carga (DBO₅) volumétrica aplicada seguindo as Equações 3.1 e 3.2. Mara (2002) propõe que a carga volumétrica máxima deve ser de 0,4 kg DBO₅/m³.d evitando o risco de maus odores causados pela liberação do gás sulfídrico (H₂S), e a carga não deve ser menor que 0,1 kg DBO₅/m³.d garantindo que o meio permaneça totalmente anaeróbio.

$$\lambda_v = \frac{C_0 \cdot Q}{V} \quad (3.1)$$

$$TDH = \frac{V}{Q} \quad (3.2)$$

Sendo:

λ_v = taxa de aplicação volumétrica (g DBO₅/m³.d);

V = volume da lagoa (m³); C₀ = DBO₅ afluyente (mg/L);

Q = vazão (m³/d);

TDH = tempo de detenção hidráulico (d);

λ = carga afluyente de DBO₅(g/d).

A eficiência de um sistema de lagoa anaeróbia depende da temperatura do líquido. Geralmente os valores variam entre 40-70% de remoção da matéria carbonácea neste tipo de sistema. (SILVA e MARA, 1979; UEHARA e VIDAL, 1989; JORDÃO e PESSOA, 1995; Von SPERLING, 1996; Von SPERLING et al., 2003; FALLOWFIELD, 2002).

3.2.2 Lagoas facultativas

Há duas classificações para as lagoas facultativas. Primária, quando recebe esgoto bruto. Secundária, quando recebe seu afluente de uma unidade de tratamento precedente (Von SPERLING et al., 2003).

Neste trabalho aborda-se a lagoa facultativa de tratamento secundário de águas residuárias. O termo “facultativo” refere-se à dualidade ambiental, condições aeróbias na superfície, uma zona intermediária de transição e uma zona anaeróbia no fundo. Existe uma série de mecanismos de purificação que ocorrem ao longo do percurso da lagoa, sendo estes diferenciados entre as zonas: anaeróbia, aeróbia e facultativa. A espessura de cada zona varia dependendo das condições de carga aplicada à lagoa, e ao longo do dia devido às condições climáticas. Lagoas com uma maior carga de DBO_5 tendem a ter uma maior camada anaeróbia, podendo ser total durante a noite (Von SPERLING, 1996). Durante o dia prevalece a condição aeróbia na maior parte da coluna líquida, devido à produção de oxigênio fotossintético e a reaeração superficial. Ao anoitecer, é interrompida a produção de oxigênio pela fotossíntese, e a condição anaeróbia sobressai. A região que ora está aeróbia, ora anaeróbia, caracteriza a zona facultativa (KELLNER e PIRES, 1998). A Figura 1 ilustra esquematicamente a influência da carga hidráulica aplicada e da variação horária das camadas aeróbia/anaeróbia.

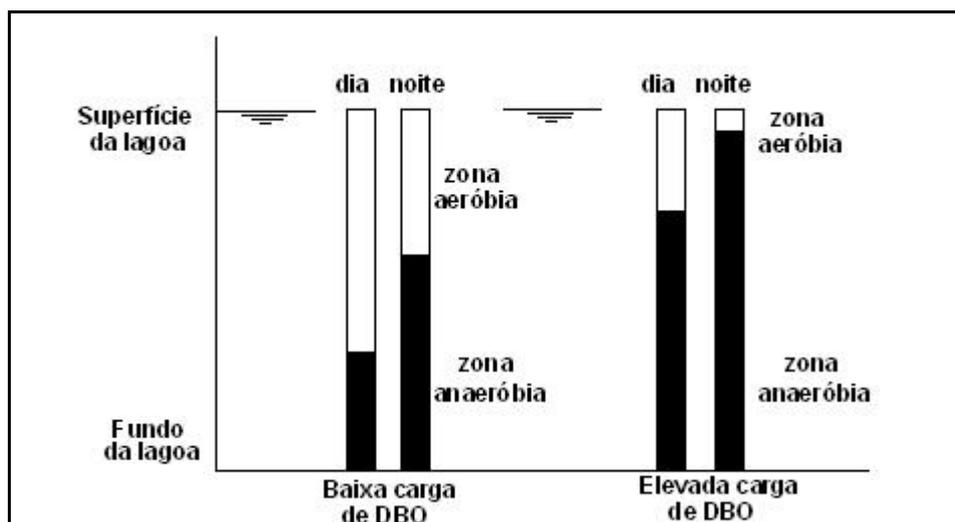


Figura 1: Influência da carga da lagoa e da hora do dia na espessura das camadas aeróbias e anaeróbias.

Fonte: Adaptado de von Sperling (1996).

Os principais processos biológicos que ocorrem em uma lagoa facultativa distinguem-se entre as zonas anaeróbia e aeróbia.

Os sólidos sedimentáveis decantam e formam uma camada anaeróbia no fundo da lagoa, dando origem ao lodo. Este lodo é decomposto conforme descrito no item 3.2.1 (lagoas anaeróbias) pelos processos de digestão ácida e fermentação metânica. Após um longo período, resta somente o material inerte. De tempos em tempos há a necessidade da retirada deste lodo da lagoa.

A literatura específica cita valores de taxa anual de acúmulo de lodo variando de 1,22 – 2,77 cm/ano (UEHARA e VIDAL, 1989; JORDÃO e PESSOA, 1995; Von SPERLING, 1996). Picot et al. (2004) ressaltam estudos em 19 lagoas facultativas primárias, trabalhando com tempo de detenção hidráulica de 12 a 24 dias e taxa de aplicação superficial de 75 a 240 kg DBO₅/ha.d e obtendo a taxa de acúmulo de lodo média de 1,85 cm/ano, recomendando que em um intervalo entre 15-20 anos deve ser retirado o lodo de lagoas localizadas na França. Oliveira e Gonçalves (2000), enfatizam que lagoas facultativas secundárias apresentam uma produção de lodos praticamente desprezível para fins práticos, isso se corretamente dimensionadas e operando quase que em equilíbrio entre os processos de aporte + geração e saída + destruição de sólidos no reator.

Na camada aeróbia ocorre a oxidação da matéria carbonácea e nitrificação da matéria nitrogenada pelas bactérias, e a oxigenação da camada superior da lagoa através da fotossíntese das algas. Normalmente essas lagoas apresentam grande espelho d'água para o desenvolvimento de algas nas camadas mais superficiais e iluminadas, e para propiciar maior área de transferência de oxigênio com a atmosfera. A Figura 2 apresenta um esquema simplificado das reações que ocorrem nas camadas aeróbias e anaeróbias de lagoas facultativas.

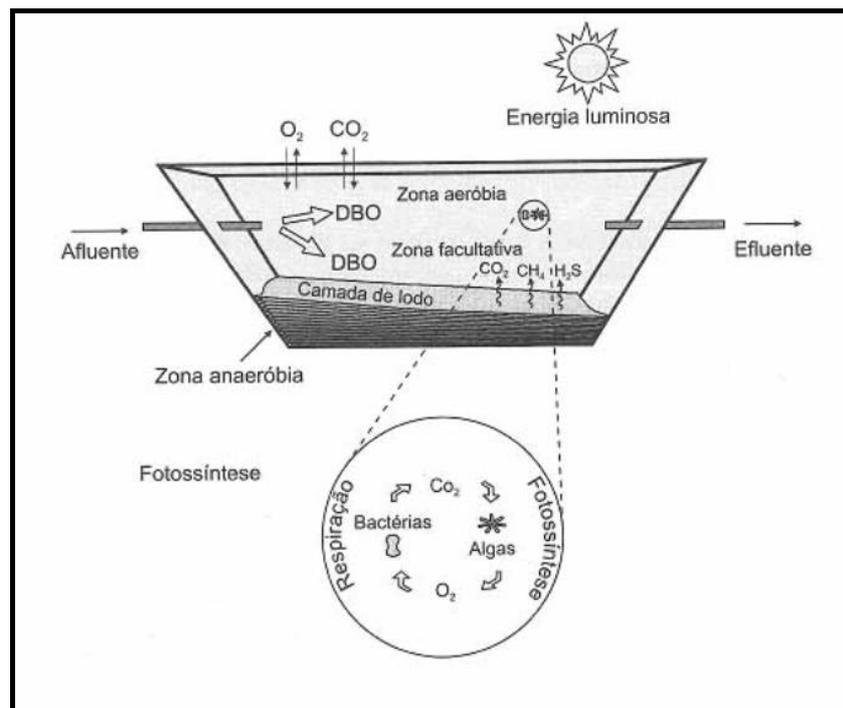


Figura 2: Esquema simplificado das reações que ocorrem em lagoas facultativas. Fonte: Von Sperling (1996).

Por ser foco deste estudo, os processos pertinentes as lagoas facultativas serão detalhados nos itens 3.3 a 3.7 no decorrer do texto.

3.2.3 Lagoas de maturação

A função principal das lagoas de maturação é a remoção de organismos patogênicos, sendo uma alternativa bastante econômica à desinfecção (Von SPERLING et al., 2003). A qualidade do efluente destas unidades de tratamento atinge os padrões sanitários adequados a proteção da saúde pública. Isto ocorre pela diminuição da concentração de bactérias, vírus e parasitas nos corpos receptores e, em consequência disto, obtém-se a redução das doenças de veiculação hídrica (JORDÃO e PESSOA, 1995).

O trato intestinal de animais de sangue quente é o ambiente ideal para microorganismos patogênicos. Em outro ambiente, seja nas redes ou estações de tratamento de esgotos ou mesmo em corpos d'água, os organismos tendem a morrer. Entretanto isto depende de fatores como temperatura, insolação, pH, competição, organismos predadores, compostos tóxicos, entre outros. E como as lagoas de maturação caracterizam-se pela pouca profundidade, grandes áreas de espelhos d'água expostos a luz solar e elevados

tempos de detenção hidráulico, estas desempenham o papel de efetuar remoção/inativação de organismos (Von SPERLING et al., 2003).

A qualidade do efluente final de uma série de lagoas de maturação é determinada entre outros fatores, pelo grau de contaminação por organismos patogênicos. Todavia pela diversidade de microorganismos, identificar todos seria oneroso e de custo relativamente elevado. Visto isto é conveniente utilizar indicadores de contaminação, que podem rapidamente identificar e enumerar os organismos (MAYNARD et al, 1999). O grupo das bactérias coliformes vem sendo utilizado há mais de 94 anos como indicador de contaminação fecal. Um subgrupo dos coliformes é o dos coliformes totais, este por sua vez formado por determinados gêneros e entre estes o gênero *Escherichia coli*. A detecção deste gênero indica a certeza de que houve contaminação fecal, já que 90% dos coliformes presentes nas fezes são do grupo *E. coli* (CEBALLOS, 1990).

A remoção de cistos de protozoários e de ovos de helmintos da fase líquida ocorre principalmente devido à sedimentação. Sendo a densidade relativa cerca de 1,1 os mesmos sedimentam quando submetidos a longos tempos de detenção hidráulica (SILVA e MARA, 1979; Von SPERLING et al., 2003). No fundo da lagoa os ovos e cistos podem morrer ou simplesmente ficarem inativos, e quando houver a necessidade da retirada do lodo excedente, este deverá ser higienizado. Os métodos de higienização mais difundidos são: calagem, compostagem e pasteurização (PASSAMANI e GONÇALVES, 2000).

A remoção de ovos de helmintos ocorre principalmente nas lagoas anaeróbia e facultativa. Entretanto para o uso do efluente na irrigação irrestrita, os valores recomendados, segundo a Organização Mundial de Saúde (WHO,1989 apud Von SPERLING, 1996) são: 1 ovo de helminto por litro e no máximo 1000 coliformes fecais/100 ml, tornando-se necessária uma lagoa de maturação para atingir estes valores. Através de estudos em lagoas no Brasil, na Índia e no Kênia desenvolveu-se a Equação 3.3, para a estimativa da porcentagem de remoção de ovos de helmintos. Esta equação é válida para as lagoas anaeróbia, facultativa e de maturação (AYRES et al., 1992a apud MARA et al.,1992).

$$R = 100 \cdot [1 - 0,41 \cdot e^{(-0,38 \cdot TDH)}] \quad (3.3)$$

Em que:

R= porcentagem de remoção de ovos de helmintos;

TDH= tempo de detenção hidráulica (d).

Já a inativação de bactérias e vírus ocorre principalmente pela prolongada exposição à radiação solar (raios UV). Desta maneira o dimensionamento de lagoas de maturação depende de fatores como temperatura, radiação solar, pH, concentração de OD e o regime hidráulico adotado. Estas unidades de tratamento devem, e podem, atingir elevadíssimas eficiências na remoção de coliformes ($E > 99,9$ ou $99,9999\%$) para que possam ser cumpridos os padrões da legislação (Von SPERLING et al., 2003). E para maximizar o processo as configurações mais indicadas são o regime hidráulico tendendo ao fluxo pistão, lagoas em série de mistura completa ou ainda lagoas chicaneadas, atingindo elevadas eficiências (JORDÃO e PESSOA, 1995; Von SPERLING, 1996; Von SPERLING et al., 2003).

A redução das bactérias é determinada obedecendo à degradação de primeira ordem, sendo a fórmula de contagem de coliformes diferenciada nos diferentes regimes hidráulicos. A Tabela 2 apresenta um quadro resumo das fórmulas utilizadas.

Tabela 2: Fórmulas para o cálculo da contagem de coliformes efluentes (N) de lagoas.

Regime Hidráulico	Fórmula da contagem de coliformes efluentes (N)
Fluxo pistão	$N = N_0 e^{-k_t \cdot TDH}$
Mistura completa (1 célula)	$N = \frac{N_0}{1 + K_t \cdot TDH}$
Mistura completa (células iguais em série)	$N = \frac{N_0}{\left(1 + K_t \cdot \frac{TDH}{n}\right)^n}$
Fluxo disperso	$N = N_0 \cdot \frac{4ae^{1/2d}}{(1+a)^2 e^{a/2d} - (1-a)^2 \cdot e^{-a/2d}}$ $a = \sqrt{1 + 4k_t \cdot TDH \cdot d}$

Sendo: N= contagem de coliformes no efluente (org/100ml);

No=contagem de coliformes no afluente (org/100ml);

K_t = constante de primeira ordem para determinar o decaimento bacteriano(d^{-1});

TDH = tempo de detenção hidráulica (d);

n = número de lagoas em série;

d = número de dispersão (adimensional).

Fonte: Adaptado de von Sperling et al., 2003.

Segundo Mara et al. (1992), verificou-se que para uma série de lagoas anaeróbia-facultativa-maturação torna-se viável utilizar a Equação 3.4 que leva em consideração o decaimento bacteriano em toda a série. Este modelo assume reatores de mistura completa e constante de degradação de primeira ordem estimado pela Equação 3.5 proposta por Marais (1974 apud MARA et al., 1992).

$$N = \frac{N_0}{(1 + k_i.TDH_a)(1 + k_i.TDH_f)(1 + k_i.TDH_m)^n} \quad (3.4)$$

$$k_i = 2,6.(1,19)^{T-20} \quad (3.5)$$

Em que:

N= contagem de coliformes no efluente (org/100ml);

No=contagem de coliformes no esgoto bruto (org/100ml);

K_i= constante de primeira ordem para determinar o decaimento bacteriano(d⁻¹);

TDH = tempo de detenção hidráulica (d);

n = número de lagoas em série;

a,f,m = refere-se as lagoas anaeróbia, facultativa e de maturação respectivamente;

T= temperatura no mês mais frio.

A profundidade das lagoas de maturação é um fator importante, visto que a influência da radiação solar é preponderante na inativação das bactérias. Portanto, usualmente lagoas mais rasas com um grande espelho de água são apropriadas na remoção de patógenos. A Tabela 3 apresenta alguns parâmetros de projeto para lagoas de maturação.

Tabela 3: Principais parâmetros de projeto de lagoas de maturação.

Parâmetro de projeto	Lagoas de maturação	
	Lagoas em série	Lagoas Chicaneadas**
Tempo de detenção hidráulica (d)	10 –20*	10-20*
Profundidade H (m)	0,6 –1,0	0,6-1,0
Relação L/W (comprimento/largura) usual	1-3	>10
Número de lagoas em série	2-5	1
Área per capita requerida (m ² / habitante)	1,5 –2,5	1,5 –2,5

* tempo de detenção hidráulica total da série de lagoas

** As lagoas chicaneadas ou alongadas podem ser únicas ou em série

Fonte: Adaptado de von Sperling et al., 2003.

Segundo Silva e Mara (1979) e Mara et al. (1992) é aconselhável, além de conveniente, que as lagoas de maturação possuam profundidades entre 1,0 e 1,5 metros. Já Hosseti e Frost (1998) recomendam que as lagoas de maturação devem ser construídas em série e com profundidade menor que 1,0 metro. O tamanho e o número de lagoas é variável de acordo com a qualidade do efluente que precede o tratamento e o nível de tratamento que se quer atingir (irrigação, aquicultura, hidroponia, entre outros). Jordão e Pessoa (1995) concordam que as lagoas de maturação devem ser em série e a profundidade deve estar em uma faixa entre 0,6-1,5 metros. Os autores sugerem ainda que o tempo de detenção hidráulica mínimo deve ser de 2 dias. Craggs (2002) propõe como tempo de detenção hidráulica mínimo 3 dias, evitando curto-circuito e varrimento das algas.

Segundo Saenz (1992 apud JORDÃO e PESSOA, 1995), em um estudo comparativo entre diferentes tratamentos (tratamento por sedimentação, filtro biológico, lodos ativados, fossa séptica e lagoas), o tratamento mais eficiente na redução de organismos patogênicos (vírus entéricos, bactérias, protozoários e helmintos) foi uma série de 3 lagoas com tempo de detenção hidráulico maior que 25 dias .

3.3 Critérios para o dimensionamento de lagoas facultativas

3.3.1 Comportamento hidrodinâmico

Pesquisadores procuram descrever relações ou modelos matemáticos para o adequado dimensionamento de lagoas de estabilização. Para classificar e agrupar as teorias e observações realizadas surgiram dois enfoques no trabalho de modelação: o empírico¹ (ORTEGA, 1967a apud KELLNER e PIRES, 1998) e o racional² (ORTEGA, 1967b apud KELLNER e PIRES, 1998).

O comportamento hidráulico real de uma lagoa é denominado escoamento disperso ou não ideal, sendo descrito como uma combinação das duas condições ideais possíveis: mistura completa³ e escoamento em pistão ou tubular⁴ (KELLNER e PIRES, 1998).

¹ Baseia-se na observação de algumas características físicas e operacionais de lagoas que trabalham adequadamente.

² Segue uma teoria racional sobre o funcionamento da lagoa, utilizando-se lagoas-piloto adequando os parâmetros e desenvolvendo expressões matemáticas.

³ Todas as características do líquido contido na lagoa são iguais em qualquer ponto.

⁴ As características do fluido variam apenas ao longo do eixo longitudinal do reator, mantendo-se constantes nos planos transversais.

Pearson *et al.* (1987 apud KELLNER e PIRES, 1998) estabeleceram que a relação entre o comprimento (L) e a largura (W) da lagoa é um fator limitante entre as duas condições ideais de comportamento hidrodinâmico. Para $L/W > 4$, a lagoa tende para o escoamento tubular e, quando $L/W < 4$, a tendência é para condição de mistura completa. Entretanto, geralmente estes são fluxos ideais, o fluxo real é o de mistura dispersa. E para os diferentes fluxos utilizados existem diferentes fórmulas para estimativa da degradação da matéria carbonácea. Estas equações estão descritas na Tabela 4.

Tabela 4: Fórmulas para estimativa da degradação da matéria carbonácea em termos de DBO₅ solúvel efluente.

Regime Hidráulico	Fórmula da concentração de DBO solúvel efluente(C)
Fluxo pistão	$C = C_0 e^{-k_t \cdot TDH}$
Mistura completa (1 célula)	$C = \frac{C_0}{1 + K_t \cdot TDH}$
Mistura completa (células iguais em série)	$C = \frac{C_0}{\left(1 + K_t \cdot \frac{TDH}{n}\right)^n}$
Fluxo disperso	$C = C_0 \cdot \frac{4ae^{1/2d}}{(1+a)^2 e^{a/2d} - (1-a)^2 \cdot e^{-a/2d}}$ $a = \sqrt{1 + 4k_t \cdot TDH \cdot d}$

Em que:

Co = concentração de DBO₅ total afluyente (mg/L);

C = concentração de DBO₅ solúvel efluente (mg/L);

K_t = constante de primeira ordem para determinar a degradação carbonácea DBO₅ (d⁻¹);

TDH = tempo de detenção hidráulica (d).

n = número de lagoas em série;

d = número de dispersão (adimensional).

Fonte: Adaptado de von Sperling, 1996.

No caso de lagoas de estabilização deve-se ressaltar que a remoção de DQO ou DBO é calculada utilizando-se a concentração de DQO ou DBO total (solúvel + particulada) afluyente e a concentração de DQO ou DBO filtrada (solúvel) efluente, em função da presença de algas (SOARES e BERNARDES, 2001). Segundo Mara (1995 apud Von SPERLING, 1996), os sólidos em suspensão (material particulado) em lagoas facultativas são, em torno de 60 a 90%, constituídos de algas. Para Metcalf e Eddy (2003) a concentração de sólidos suspensos totais em lagoas facultativas varia de 50 a 200 mg/L.

3.3.2 Coeficiente cinético de degradação da matéria carbonácea

Segundo von Sperling (2002), vários trabalhos desenvolvidos em sistemas de lagoas de estabilização buscam adequar o coeficiente cinético, entretanto existem muitas divergências na literatura quando se reportam a este parâmetro. Trabalhos desenvolvidos em sistemas de lagoas de estabilização sugerem uma infinidade de coeficientes cinéticos para determinação da degradação da matéria carbonácea. Os mais difundidos em literatura específica estão apresentados na Tabela 5.

Tabela 5: Coeficientes cinéticos citado por diferentes autores

Regime Hidráulico	Coeficiente K (d ⁻¹)	Autores
Mistura completa	0,3	Mara (1976)
Mistura completa	0,164*/0,324**	Ellis e Rodrigues(1993)
Mistura completa	0,3 - 0,35	Arceivala(1981); EPA (1983 apud Von SPERLING,1996)
Fluxo pistão	0,13	Von Sperling (2002)
Fluxo disperso	0,3	Von Sperling (2002); d=0,5
Mistura completa	1,53	Von Sperling (2002)
Mistura completa	0,5 – 0,8	Metcalf e Eddy (2003)

* Efluente filtrado

** Efluente total

3.3.3 Tempo de detenção hidráulica (TDH) e profundidade

Um critério importante utilizado no dimensionamento de lagoas facultativas é o tempo de detenção hidráulico e a profundidade. O TDH, conforme relatado na literatura, possui uma faixa ampla de valores, já a profundidade apresenta uma faixa mais restrita de valores. Estudos de Uehara e Vidal (1989) apontam para um TDH variando de 15 a 35 dias, e profundidades de 1 a 2 metros, sendo esta profundidade de 1 a 2 metros também recomendada por Silva e Mara (1979) e Mara et al. (1992), e estes últimos destacam fórmulas matemáticas obtendo o adequado TRH. Silva (1982 apud MENDONÇA, 1990) destaca que o tempo mínimo de detenção é de 6 dias para as condições climáticas do nordeste brasileiro. Von Sperling (1996) recomenda tempos de detenção de 15 a 45 dias, sendo que os menores tempos de detenção podem ser adotados em regiões em que a temperatura do líquido seja mais elevada. Destacando profundidades entre 1,5 e 3 metros. Além disso, descreve o mesmo autor, o tempo de detenção requerido é função da cinética de remoção de DBO₅ e do regime hidráulico da lagoa.

Mara et al. (1992) descreve o TDH como função da área requerida, da profundidade e do balanço hídrico na lagoa, ou seja, a vazão média afluyente e a taxa de evaporação, conforme segue na Equação 3.6.

$$TDH = \frac{2 \times A \times H}{2 \times Q_{aflu} - 0,001 \times A \times \varepsilon} \quad (3.6)$$

Em que:

TDH = tempo de detenção hidráulica (d);

A = área requerida da lagoa (m²);

H = profundidade da lagoa (m);

Q_{aflu} = vazão média afluyente (m³/d);

ε = taxa de evaporação local (mm/d ou L/m².d).

Caso não leve em consideração a taxa de evaporação, a fórmula básica para determinação do tempo de detenção hidráulica é função da profundidade, da vazão afluyente, e da área superficial, como exemplificado na Equação 3.7 (MARA et al., 1992; von SPERLING, 1996).

$$TDH = \frac{A \times H}{Q_{afluente}} \quad (3.7)$$

Em que:

TDH = tempo de detenção hidráulica (d);

A = área requerida para lagoa (m³);

Q = vazão afluyente (m³/d);

H = profundidade da lagoa (m).

3.3.4 Taxa de aplicação superficial

No dimensionamento de lagoas facultativas vários modelos são empregados, sendo a maioria destes baseados na determinação da área superficial mínima requerida, para que ocorra a degradação e/ou estabilização da matéria orgânica carbonácea, expressa em termos de DBO₅.

Os modelos empíricos de dimensionamento mais utilizados atualmente surgiram por volta de 1970, os quais baseavam-se na máxima taxa de aplicação superficial conforme segue na Equação 3.8 (MARA, 1976; MARA et al. 1992; MARA, 2002). A simplicidade deste método é favorável, entretanto há a necessidade de dados confiáveis para a determinação da concentração de DBO₅ afluyente.

$$\lambda_s = \frac{10 \times C_0 \times Q}{A} \quad (3.8)$$

Em que:

λ_s = taxa de aplicação superficial (gDBO₅/m².d ou kgDBO₅/ha.d);

C_0 = concentração total de DBO₅ afluyente (mg/L ou g/m³);

Q = vazão (m³/d);

A = área requerida (m² ou ha).

Mara (1987 apud MARA, 1992) desenvolveu uma equação global para determinar a máxima taxa de aplicação superficial baseada na temperatura, como indicado na Equação 3.9.

$$\lambda_s = 350 \times (1,107 - 0,002 \times T)^{T-25} \quad (3.9)$$

Sendo:

λ_s = taxa de aplicação superficial (kgDBO₅/ha.d);

T = temperatura (°C).

Contudo, as lagoas facultativas, por se tratarem de sistemas abertos, estão submetidas diretamente as variações ambientais. Logo, relações entre a máxima taxa de aplicação superficial com a temperatura, são relatadas na literatura e utilizadas para o dimensionamento, conforme segue na Tabela 6:

Tabela 6: Taxas de aplicação superficial para lagoas facultativas, em função das condições ambientais do local de implantação.

λ_s^* (kgDBO ₅ /ha.d)	População** (hab)	TDH*** (dias)	Condições ambientais locais
< 10	< 200	> 200	Regiões muito frias com coberturas sazonais de gelo, baixa temperatura da água.
10 – 50	200 – 1000	200 – 100	Clima frio com cobertura sazonal de gelo, temperatura de verão temperada e presente por pequenos períodos.
50 – 150	1000 – 3000	100 – 33	Regiões temperadas, semitropicais, cobertura de gelo ocasional.
150 – 300	3000 – 7000	33 – 17	Regiões tropicais, sol e temperatura uniformemente distribuídos.

* admitiu-se que a vazão afluyente é igual a vazão efluyente

** admitiu-se contribuição de 50 gDBO₅/ha.d

*** admitiu-se contribuição de esgoto de 100 L/hab.d

Fonte: Gloyna (1971 apud KELLNER e PIRES, 1998).

Levantamentos da situação existente de lagoas em operação nos estados de São Paulo (CETESB, 1979 apud JORDÃO e PESSOA, 1995) e do Paraná (BHN apud JORDÃO e

PESSOA, 1995) indicaram que na região sudeste/sul a máxima taxa de aplicação superficial para lagoas facultativas primárias é 250 kgDBO₅/ha.d, e para lagoas facultativas secundárias é ainda menor 150 kgDBO₅/ha.d.

Estudos em sistemas de lagoas facultativas no Brasil tem adotado taxas de aplicação superficial variando de 100-350 kgDBO₅/ha.d, dependendo das condições ambientais locais (Tabela 7).

Tabela 7: Faixa de operação das taxas de aplicação superficial em função das condições ambientais

Faixa de λ_s (kgDBO₅/ha.d)	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 (1996).

Picot et al. (2004) estudaram por mais de 20 anos lagoas na França e obtiveram taxa de aplicação superficial de 166 kgDBO₅/ha.d total, para 4 unidades em série de lagoas facultativas aeradas principalmente no período noturno e com sistema de recirculação. O tempo de detenção hidráulica total médio das unidades foi 25 dias. Em termos de DBO₅ a remoção foi de 77 e 66%, respectivamente para as frações dissolvida e total.

Em estudos realizados em países do oeste e centro da África em lagoas facultativas, Koné et al. (2004) analisaram diversas lagoas nos últimos 10 anos para determinar as melhores condições de dimensionamento. Os resultados encontrados foram: profundidades entre 0,7 e 1,6 m. As taxas de aplicação superficial mínima e máxima aplicadas às lagoas foram de 48 kgDBO₅/ha.d e 508 kgDBO₅/ha.d. A eficiência em termos de DBO₅ variou entre 38 e 65%, sendo que em 72% das amostras a remoção foi menor que 60%. O tempo de detenção hidráulica variou entre 4 e 25 dias.

Tanto as taxas de aplicação quanto a profundidade e o tempo de detenção hidráulico variam de autor para autor em lagoas de estabilização por ser um sistema aberto e com diversos fatores interferentes. A Tabela 8 apresenta um quadro resumos dos diferentes valores sugeridos por alguns autores no dimensionamento de lagoas facultativas, fornecendo uma visão global do que está sendo adotado no mundo para dimensionamento dessas lagoas.

Tabela 8: Quadro resumo de taxa de aplicação superficial, profundidades e tempos de detenção hidráulicos empregados em lagoas facultativas

λ_s (kgDBO ₅ /ha.d)	H (m)	TDH (dias)	Fonte
200	1,0 – 2,0	-	Silva e Mara (1979)
50 – 320	1,0 – 2,0	15- 35	Uehara e Vidal (1989)
100-400*	1,0 – 2,0	-	Mara <i>et al.</i> (1992)
< 150**	1,2-2,0	-	Jordão e Pessoa (1995)
100-350	1,5 – 3,0	15-45	von Sperling (1996)
166	-	25	Picot <i>et al.</i> (2004)
48 - 508	0,7-1,6	4-25	Koné <i>et al.</i> (2004)

* Esta faixa desenvolve o equilíbrio entre o crescimento algal (fotossíntese) e o oxigênio requerido para a degradação aeróbia.

** Para manter uma eficiência de remoção de DBO₅ em pelo menos 80% nas lagoas facultativas secundárias na região sudeste do Brasil.

3.4 Contribuição Sanitária de uma lagoa facultativa

Diversos fatores como radiação solar incidente, o alto tempo de detenção hidráulico e as altas concentrações de pH e oxigênio dissolvido em lagoas facultativas de tratamento secundário de esgotos, promovem uma eficiente remoção de microrganismos patogênicos (MAYNARD *et al.*, 1999). Mara *et al.* (1992) atribuem ao TDH, a temperatura, ao elevado pH e a alta radiação solar, sendo os principais mecanismos na remoção de bactérias fecais em lagoas facultativas e de maturação. Outros fatores relacionados são as toxinas liberadas por certas espécies de algas, a predação, a inanição, a temperatura e a profundidade da lagoa. Ceballos (1990) destaca a clorelina, sintetizada pela alga *Chlorella spp*, uma exotoxina de ação bactericida bastante citada.

Estudos realizados por alguns autores destacam a significativa eficiência de lagoas facultativas na remoção de patogênicos. Destaca Bento *et al.* (2002), em estudo realizado durante 3 anos no sul do Brasil, a remoção de até 4 unidades logarítmicas para *Escherichia coli* em lagoas facultativas com aproximadamente 12 dias de tempo de detenção hidráulica. Picot *et al.* (2004) estudaram 4 lagoas facultativas em série aeradas e com recirculação e tendo como indicador microbiológico a *E. coli* obtiveram eficiência em termos de unidade logarítmica de 1,62 log no verão e 1,19 log no inverno, sendo o tempo de detenção hidráulica total das lagoas de aproximadamente 25 dias. Von Sperling *et al.* (2004) estudaram uma lagoa facultativa (TDH=20,9d e H=2m), em

Itabira–MG, tratando esgoto proveniente de um UASB⁵, resultando em eficiência de 99,89%, 2,95 unidades logarítmicas, destacando a concentração afluente e efluente, respectivamente $1,77 \times 10^7$ e $1,98 \times 10^4$. Ressaltam ainda os mesmos autores que a eficiência na remoção de ovos de helmintos no sistema citado, alcançou 88% no reator UASB e 98,4% na lagoa facultativa.

3.5 Influência da comunidade planctônica na lagoa facultativa

A comunidade planctônica das lagoas facultativas se destaca pela elevada concentração de algas e bactérias, todavia apesar de em menor quantidade há outros microorganismos envolvidos no processo.

Segundo Uehara e Vidal (1989), as algas constituem um grupo de organismos aquáticos uni ou pluricelulares, móveis ou imóveis, dotados de pigmento fotossintético denominado clorofila. Segundo Pelczar et al. (1980 apud KELLNER e PIRES, 1998) existem cinco tipos de clorofila: *a*, *b*, *c*, *d*, *e*. Sendo que somente a clorofila *a* está presente em todas as algas, tornando-se um indicador. Através da clorofila *a*, as algas produzem oxigênio (O₂) absorvendo a energia solar e transformando-a em calor e energia química, processo este denominado fotossíntese.

Na lagoa facultativa a principal função das algas é manter o ambiente aerado permitindo a ocorrência de processos de degradação aeróbia da matéria carbonácea. As algas tem a capacidade de produzirem uma maior quantidade de oxigênio do que são capazes de consumir, suprimindo a necessidade de oxigênio dos microorganismos (UEHARA e VIDAL, 1989). Outro papel não menos importante é a remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) essenciais ao metabolismo das algas (KELLNER e PIRES, 1998).

Há uma diversidade de algas, porém as formas mais comumente encontradas e que se destacam por estarem relacionadas com a qualidade da água nas lagoas são:

Algas verdes (Chlorophyta): Conferem a cor esverdeada, relacionada aos pigmentos localizados nos cloroplastos. Como substância de reserva possuem grãos de amido como produto da fotossíntese e caracterizam-se por apresentarem vacúolo celular. As formas flageladas possuem manchas oculares (estigmas) que podem perceber a

⁵ UASB- upflow anaerobic sludge blanket (reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo).

intensidade e direção da luz solar. Conhecem-se cerca de 8000 algas verdes das quais a maioria vive em águas mesosaprobias⁶ (BRANCO, 1978; STREBLE e KRAUTER, 1985). Geralmente denotam um bom funcionamento e estão sempre associadas ao pH elevado e a um meio líquido balanceado em nutrientes (UEHARA e VIDAL, 1989).

Algas azuis (Cyanophyta): São unicelulares, coloniais ou filamentosas. Os pigmentos não se encontram em cloroplastos, corpúsculos pigmentados característicos de plantas verdes, e sim distribuídos em toda massa protoplasmática de cada célula. A coloração varia do verde azulado ao pardo, predominando a cor verde azulado devido a um pigmento azul, a ficocianina. Uma dificuldade na identificação destas algas é a ausência do amido que é a substância de reserva mais difundida no reino vegetal (BRANCO, 1978; STREBLE e KRAUTER, 1985). São típicas de pH próximo do neutro ou tendendo ao alcalino e cujas águas possuem temperaturas mais elevadas (acima de 30°C) e onde ocorre um desequilíbrio de nutrientes. São menos eficientes na produção de oxigênio. Por possuírem vacúolos ou pseudo-vacúolos de gás em suas células, este tipo de alga flutua na superfície do líquido, dificultando a penetração de luz na água (UEHARA e VIDAL, 1989). Em geral, quando o ambiente não for favorável ao desenvolvimento das algas verdes ou estas servirem de alimento a outras formas de animais, como por exemplo protozoários, desenvolvem-se as algas azuis: *Oscillatoria*, *Anabaena*, *Anacistis*, *Phordimium* (JORDÃO e PESSOA, 1995).

Algas amarelas (Chrysophyta): Não há formação de amido. Possuem clorofila *a*, geralmente clorofila *c*, *e*. Entretanto não possuem clorofila *b*. A cor é geralmente parda, amarela dourada, amarela esverdeada (STREBLE e KRAUTER, 1985). As diatomáceas são as mais freqüentes.

Euglenófitos (Euglenophyta): São organismos unicelulares que nadam por meio de flagelos, caracterizam-se por ter um corpo mais ou menos espiralado. Sua cor é verde (clorofila *a*, *b*), a substância de reserva é o paramido⁷ e necessitam de sais de amônio como fonte de nitrogênio (STREBLE e KRAUTER, 1985). A grande maioria dos gêneros é incolor e heterotrófica. A família Euglenaceae, única com gêneros pigmentados, tem representantes no plâncton de água doce em todos os seus gêneros tais como: *Euglena*, *Phacus*, *Lepocinclis*, *Trachelomonas* e *Strombomonas*. Destaca-se

⁶ Uma região é dita mesosaprobia quando é poluída e rica em matéria orgânica.

⁷ Paramido: substância parecida com o amido, entretanto não cora com a presença de lugol.

ainda, que todas as Euglenaceae apresentam alto grau de heterotrofia, vivendo em águas ricas em matéria orgânica (ESTEVES, 1998).

Experiências a nível mundial destacam as principais algas encontradas em lagoas facultativas conforme mostrado na Tabela 9. Hosseti e Frost (1998) estudaram por dois anos, três lagoas na Índia e três na Polônia. Mara et al. (1992) estudaram lagoas localizadas no leste da África. Uehara e Vidal (1989) investigaram lagoas facultativas primárias e secundárias no interior do Estado de São Paulo. König (1984 apud KÖNIG, 1990) estudou uma série de lagoas rasas (facultativa e maturação) em um período de 58 semanas.

Tabela 9: Exemplos de algas geralmente encontradas em lagoas de estabilização.

Descriminação	Hosseti e Frost (1998)	Uehara e Vidal (1989)	König (1984 apud KÖNIG, 1990)	Mara et al. (1992)
Euglenophyta				
<i>Euglena</i>	+	+	+	+
<i>Phacus</i>	+	+	+	+
Chlorophyta				
<i>Chlamydomonas</i>	+	+	+	+
<i>Chlorogonium</i>	+	-	+	+
<i>Eudorina</i>	+	-	+	+
<i>Pandorina</i>	+	-	+	+
<i>Pyrobotrys</i>	+	-	+	+
<i>Ankistrodesmus</i>	+	+	+	+
<i>Chlorella</i>	+	+	+	+
<i>Micractinium</i>	+	+	+	+
<i>Scenedesmus</i>	+	+	+	+
<i>Selenastrum</i>	-	-	+	+
<i>Carteria</i>	-	-	+	+
<i>Coelastrum</i>	+	+	+	+
<i>Volvox</i>	-	-	+	+
Chrysophyta				
<i>Cyclotella</i>	+	+	+	+
<i>navicula</i>	+	-	+	+
Cyanophyta				
<i>Oscillatoria</i>	+	+	-	+
<i>Anabaena</i>	+	-	-	+
<i>Merismopedia</i>	+	+	-	-

Presente + ausente -

3.5.1 Características da comunidade plântônica sob diferentes condições.

Distribuição longitudinal na lagoa: A população microbiana é maior próximo à entrada da lagoa (esgoto bruto) em relação à saída (esgoto tratado), mas inversamente o número de espécies aumenta com o grau de tratamento. Assim é possível que um número tão pequeno como apenas 2 espécies estejam presentes em uma lagoa com alta taxa de aplicação superficial, enquanto mais de 15 possam ser encontradas no final de uma série de lagoas de maturação (JORDÃO e PESSOA, 1995)

Elevada carga orgânica: O supercarregamento promove um rápido desenvolvimento de bactérias e algas, que necessitam de uma demanda de oxigênio, a qual geralmente não é suportada pela atividade fotossintética, resultando em um mau funcionamento do sistema, onde o meio pode vir a tornar-se totalmente anaeróbio (JORDÃO e PESSOA, 1995). Estudos desenvolvidos por König (1990) indicaram que com o aumento da carga orgânica superficial um número restrito de algas sobrevive, destacando *Chlamydomona* sp, *Euglena* sp e *Pyrobotrys* sp.

Espécies: Os gêneros típicos de algas que conferem a cor verde e geralmente indicam uma boa condição são: *Chlamydomona*, *Euglena* e *Chlorella*, sendo que os dois primeiros gêneros tendem a ser dominantes nos períodos mais frios. As *Euglenas* têm grande facilidade de adaptação a diferentes condições climáticas (JORDÃO e PESSOA, 1995). Segundo König (1990), as algas flageladas encontram-se tanto em lagoas facultativas quanto de maturação, entretanto, com a purificação do esgoto ao longo do tratamento estas tendem a diminuir dando espaço as algas não flageladas, como *Micractinium* sp, *Scenedesmus* sp, *Ankistrodemus* sp e *Cyclotella* sp.

Mobilidade das algas: A camada superior de algas pode mover-se para cima e para baixo, durante o dia, de acordo com as mudanças na intensidade luminosa formando uma camada estratificada de aproximadamente 15 cm nos primeiros 50 a 60 cm de profundidade. Este movimento ocorre pela própria mobilidade das algas e pela ação dos ventos (JORDÃO e PESSOA, 1995). König (1990) ressalta que a estratificação algal é mais evidente em lagoas facultativas pela predominância dos gêneros flagelados. Esta estratificação resulta em variação na qualidade do efluente final.

3.6 Principais fatores e seus múltiplos efeitos em lagoas de estabilização

3.6.1 Fatores Climáticos

A radiação solar é um importante fator climático em lagoas facultativas devido à fotossíntese. No processo fotossintético o comprimento de onda de maior interesse é a faixa visível, compreendendo as ondas eletromagnéticas situadas entre 400 e 740nm, sendo denominada em ecologia vegetal de radiação fotossinteticamente ativa, por ser a parte da radiação total absorvida pelas clorofilas (ESTEVEES, 1998).

Um ponto importante a ser discutido é como a radiação solar atua no meio aquático. A radiação que atinge a superfície da água parte é refletida voltando à atmosfera e parte penetra na coluna d'água. Sendo a radiação submetida a profundas alterações quando penetra a coluna d'água podendo destacar a mudança de direção, devido à refração da radiação em virtude de sua redução de velocidade ao penetrar o meio líquido. Em seguida esta radiação é absorvida e transformada em outras formas de energia, por exemplo, química pela fotossíntese e calorífica pelo aquecimento da água. Sauberer (1962 apud ESTEVEES, 1998) destaca que 50 a 60% da radiação que chega a superfície de um lago são transformados em calor no primeiro metro. Há também o fenômeno da dispersão, que seria o “choque” da radiação com partículas dissolvidas e/ou suspensas na água. Devido a esses fatores ocorre a atenuação vertical da radiação. Essa atenuação tem uma faixa ampla de valores destacando que a radiação refletida pode variar de 2% a 100% da radiação incidente, dependendo do ângulo de incidência. Já na região eufótica⁸ um dos principais responsáveis pela atenuação da radiação é a comunidade fitoplantônica através da assimilação no processo fotossintético (ESTEVEES, 1998)

Destaca-se que a intensidade de radiação solar depende da localização geográfica (GLOYNA, 1971) e influi diretamente sobre a velocidade da fotossíntese (JORDÃO e PESSOA, 1995). A Figura 3 mostra um esquema da velocidade de fotossíntese em função da intensidade da radiação luminosa e da temperatura.

⁸ Zona eufótica: porção iluminada da coluna d'água que pode variar de alguns centímetros até dezenas de metros.

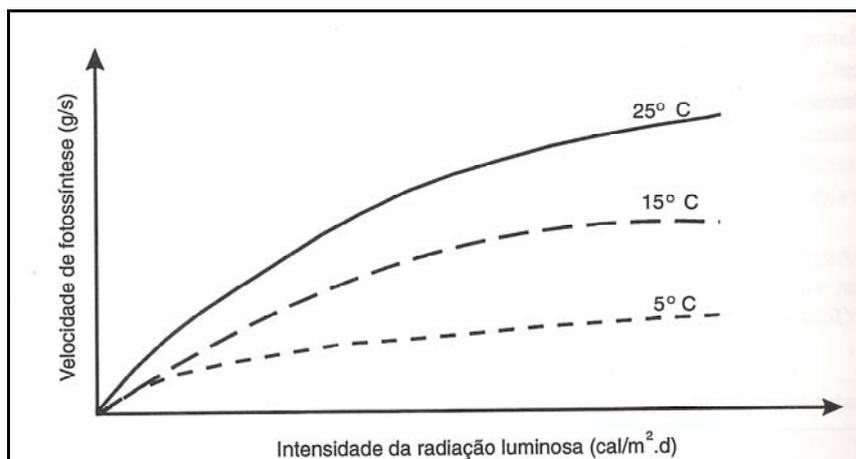


Figura 3 – Influência da radiação luminosa e da temperatura na velocidade da fotossíntese.

Fonte: Von Sperling, 1996.

A temperatura é o fator mais atuante em lagoas de estabilização por estar relacionada com outros parâmetros, como a velocidade da fotossíntese, a velocidade de metabolismo dos microrganismos, solubilidade e transferência de gases e as condições de mistura (JORDÃO e PESSOA 1995; Von SPERLING, 1996).

Dentre os gases dissolvidos na água, o oxigênio (O_2) é de fundamental importância na caracterização de ecossistemas aquáticos. As principais fontes de oxigênio para a água são a atmosfera e a fotossíntese. O consumo deste oxigênio ocorre principalmente pela decomposição de matéria orgânica (oxidação), perdas para a atmosfera e respiração dos microrganismos. A solubilidade do oxigênio na água depende principalmente da temperatura e da pressão atmosférica. Sendo que com a elevação da temperatura e diminuição da pressão ocorre a redução da solubilidade do oxigênio na água. Destaca-se ainda que a saturação de oxigênio é a quantidade máxima de oxigênio que pode ser dissolvida na água a determinada temperatura e pressão (ESTEVES, 1998). A distribuição do oxigênio no meio líquido depende das condições de mistura. A mistura ocorre pela estratificação térmica ou pelo vento, estes mecanismos minimizam os curtos circuitos hidráulicos, a formação de zonas estagnadas assegurando a distribuição vertical do oxigênio dissolvido, das algas e da matéria carbonácea (SILVA e MARA, 1979).

O balanço hídrico entre a evaporação e a precipitação pluviométrica é importante. Quando a evaporação prevalece à precipitação pode haver modificações no equilíbrio biológico como, por exemplo, o aumento da salinidade provocando modificações na

pressão osmótica da matéria celular. Quando a precipitação é maior que a evaporação, dependendo da duração e intensidade da chuva, pode resultar na diluição sendo desfavorável ao processo (JORDÃO e PESSOA, 1995).

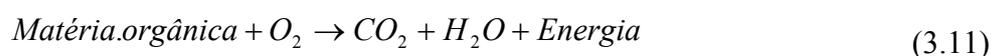
3.6.2 Fotossíntese e fatores interferentes

Na fotossíntese as algas utilizam a energia do sol para reduzir o dióxido de carbono, transformando-o em material orgânico celular (CAVALCANTI et al., 2001). Entretanto a oxidação aeróbia bacteriana necessita da matéria orgânica e de oxigênio para produzir dióxido de carbono e água, ocorrendo uma situação de equilíbrio entre a fotossíntese e a respiração aeróbia. Destaca-se nas Equações 3.10 e 3.11 a reação da fotossíntese e a respiração aeróbia, respectivamente (Von SPERLING, 1996).

Fotossíntese:

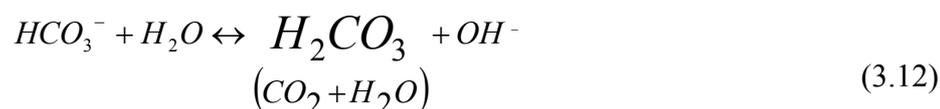


Respiração:



O pH em lagoas de estabilização varia tanto no perfil vertical quanto ao longo do dia (perfil horário), devido à atividade fotossintética e a respiração aeróbia. No processo da fotossíntese ocorre o consumo de CO_2 , com o qual o íon bicarbonato (HCO_3^-) do esgoto tende a formar mais H_2CO_3 (CO_2+H_2O) liberando OH^- na água, elevando assim o pH. Já com a respiração ocorre a produção de CO_2 , o íon bicarbonato (HCO_3^-) do esgoto tende a liberar H^+ , reduzindo o pH (Von SPERLING, 1996). As equações de equilíbrio 3.12 e 3.13 sintetizam este processo, para a fotossíntese e respiração, respectivamente.

Fotossíntese:



Respiração:



A atividade fotossintética das algas pode elevar o pH a valores próximos de 9 (KONIG, 1990). Ressalta von Sperling (1996), que o pH pode atingir valores próximos de 10.

Destacam Nurdogan e Oswald (1995) que a elevação do pH em lagoas de estabilização altera as condições físico-químicas do meio, ocasionando a precipitação de metais e fosfatos, a volatilização da amônia e a desinfecção. O mesmo autor ressalta que um pH elevado, através da liberação de NH_3 gás, pode ser tóxico às bactérias.

3.6.3 Nutrientes

A remoção de nutrientes não é o foco principal de uma lagoa facultativa, entretanto ocorrem as transformações do nitrogênio e do fósforo. Dentre os processos que realizam a transformação e oxidação do nitrogênio pode-se citar 3 mecanismos: volatilização, assimilação pelas algas e processos biológicos através de nitrificação e desnitrificação.

A volatilização da amônia é o mecanismo mais importante na transformação do nitrogênio, que consiste da transferência do composto do meio líquido para a atmosfera, seguindo a reação de equilíbrio:



A amônia livre é passível de volatilização, enquanto a amônia ionizada (ion amônio) não. O equilíbrio da reação depende do valor de pH; quando o valor do pH atinge valores elevados o equilíbrio da reação desloca para a esquerda, favorecendo a maior presença de NH_3 (g) e vice-versa. Mais de 90% da amônia é volatilizada em pH 10,5 a 20°C, enquanto um valor baixo pH 9 a 10°C, apenas 20% da amônia é volatilizada (NURDOGAN e OSWALD, 1995; von SPERLING, 1996).

Pano e Middlebrooks (1982 apud ARCHER e O'BRIEN, 2004) destacam uma formulação empírica para prever a remoção de amônia em lagoas. A equação foi ajustada em lagoas relativamente pequenas com TDH entre 29 e 92 dias, sendo modelado para o mecanismo de volatilização levando em consideração: pH, temperatura, área e a vazão da lagoa.

$$C_e = \frac{C_a}{1 + \left(\frac{A}{Q}\right)(0.0038 + 0.000134T)\exp((1.041 + 0,044T)(pH - 6.6))} \quad (3.15)$$

Sendo:

C_a =Concentração afluyente de amônia (g N/m³);

C =Concentração efluente de amônia (g N/m³);

A = área da lagoa (m²)

Q = vazão (m³/d)

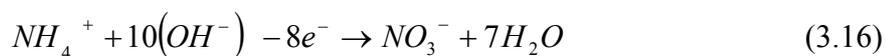
T = temperatura (°C)

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 das formas nitrogenadas pelas algas é de menor importância em lagoas facultativas, apresentando um percentual de remoção de 10 a 20% (Von SPERLING, 1996).

A nitrificação e desnitrificação ocorre sob diferentes condições. Na nitrificação a amônia é convertida a nitrito e nitrato em condições aeróbias. Na desnitrificação o nitrato é convertido a nitrogênio gasoso, por bactérias, em condições anóxicas. O nitrogênio gasoso é então perdido para a atmosfera (ARCHER e O'BRIEN, 2004).

A nitrificação ocorre em proporções menores que a volatilização em lagoas facultativas devido às condições não serem favoráveis:

Uma semi-reação de oxidação de amônia a nitrato em meio básico pode ser expressa como:



Destacam Abeliovich e Azov (1976 apud KÖNIG, 1990) que a concentração de amônia igual ou superior a 28 mg N/L pode causar problemas de toxidez de amônia à população de algas.

Trabalhos realizados em lagoas de estabilização apresentam uma faixa ampla de valores de transformação do nitrogênio. Soares et al. (1996), monitorando lagoas em escala piloto no nordeste brasileiro, obtiveram eficiência de 73 a 80% na remoção de amônia em um sistema com tempo de detenção total de 12,6 a 16,6 dias (lagoa anaeróbia,

facultativa seguida de maturação) e na lagoa de maturação terciária (TRH= 19,6 dias) atingiu-se uma porcentagem de remoção de 90%, com isto respeitando a legislação que admite um limite máximo para efluentes de 5mg N/L. Bento et al. (2002), durante o período de 3 anos monitorando lagoas de estabilização no sul do Brasil, apresentam resultados de 90%, 40% e 60% de remoção de amônia respectivamente para os anos de 1999, 2000 e 2001. A redução média obtida para o fósforo total foi de 35% no efluente final. Shilton (1996) realizou experimentos para medir a quantidade de amônia volatilizada de dejetos provenientes de lagoa de suínos, obtendo de 80 a 90% de remoção por volatilização.

O fósforo é um nutriente essencial para o crescimento de microorganismos responsáveis pela utilização da matéria orgânica. Para o metabolismo de algas o fósforo é também bastante importante, entretanto em grandes concentrações pode conduzir a eutrofização de lagos e corpos receptores.

Toda forma de fósforo presente em águas naturais, quer na forma iônica, quer na forma complexada, encontra-se sob a forma de fosfato (ESTEVES, 1998). O fósforo presente nos esgotos é composto por fósforo orgânico e fosfatos (Von SPERLING, 1995b). Segundo Esteves (1998) a maioria dos pesquisadores tem utilizado uma classificação que agrupa as várias formas de fosfato em apenas cinco: fosfato particulado (P-particulado), fosfato orgânico dissolvido (P-orgânico dissolvido), fosfato inorgânico dissolvido ou ortofosfato ou fosfato reativo (P-orto), fosfato total dissolvido (P-total dissolvido) e fosfato total (P-total). No ambiente aquático o íon fosfato (P-orto) pode estar sob diferentes espécies iônicas em função do pH sendo na faixa de pH entre 5 – 8, as espécies predominantes são H_2PO_4^- e HPO_4^{2-} .

Fontes naturais originam o fosfato (rochas da bacia de drenagem, material particulado presente na atmosfera entre outros) e fontes artificiais através dos esgotos domésticos e industriais, sendo que a maior parte provém de detergentes (ESTEVES, 1998). Segundo Metcalf e Eddy (2003) em águas residuárias municipais a concentração de fósforo como P está entre 4 e 16 mg/L.

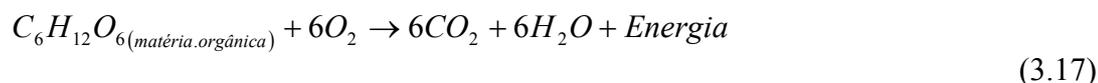
Os principais mecanismos de remoção de fósforo em lagoas de estabilização são a retirada do fósforo orgânico contido nas algas e bactérias através da saída com o efluente final e a precipitação de fosfatos em condições de elevado pH (Van

HAANDEL e LETTINGA, 1994). O fosfato é absorvido pelo fitoplâncton (algas) através de uma reação de fosforilação⁹ apresentando estreita relação entre a absorção de fosfato e a atividade fotossintética (ESTEVES, 1998). Os ortofosfatos e a amônia podem ser removidos através da precipitação de complexos insolúveis como CaNH_4PO_4 e MgNH_4PO_4 (NURDOGAN e OSWALD, 1995). Com o pH acima de 8, o fosfato pode precipitar na forma de hidroxiapatita ou estruvita (MARA et al., 1992; Van HAANDEL e LETTINGA, 1994; NURDOGAN e OSWALD, 1995).

Segundo Huang e Gloyna (1984 apud MARA et al., 1992), em lagoas de estabilização o fósforo total no efluente é 2/3 inorgânico e 1/3 orgânico. Ainda segundo estes autores, pode-se estimar a remoção de fósforo através da remoção da matéria carbonácea, indicando que quando a DBO_5 apresenta eficiência de 90% o fósforo é removido em média 45%. Em lagoas especialmente rasas a remoção de fósforo pode chegar a 90% (Van HAANDEL e LETTINGA, 1994). Como destacam Nurdogan e Oswald (1995) estudando lagoas piloto de alta taxa e baixa profundidade (0,2-0,5m), alcançam-se eficiências de 99% e um residual menor que 0,1 mg/L para ortofosfato no efluente, isto levando em consideração a adição de CaO de 60mg/L. Em lagoas facultativas e aeradas a eficiência varia de 20 a 60% (Von SPERLING, 1995b).

3.6.4 Degradação da Matéria Carbonácea

Nos sistemas de tratamento de águas residuárias por lagoas facultativas secundárias a matéria orgânica remanescente é oxidada pelas bactérias heterotróficas¹⁰ aeróbias e facultativas (*pseudomonas*, *flavobacterium*, *archromobacter* e *alcaligenes* spp). Essas bactérias obtêm o oxigênio necessário ao metabolismo, através da atividade fotossintética das algas por um sistema natural. Portanto, deve haver o equilíbrio entre comunidade algal e as bactérias, as algas fornecendo oxigênio e as bactérias dióxido de carbono, ressaltando também a interface ar/água que também fornece oxigênio ao sistema (MARA et al., 1992). A equação geral da respiração aeróbia pode ser expressa como:



⁹ Fosforilação: produção de ATP no cloroplasto por meio de reações que são ativadas pela luz.

¹⁰Bactérias heterotróficas: utilizam como fonte de carbono a matéria orgânica.

Esta equação é simplificada apenas de forma representativa, entretanto pode-se destacar a estabilização da matéria orgânica, a utilização de oxigênio e a produção de gás carbônico (Von SPERLING, 1995b).

3.7 Padrões Ambientais

Os padrões ambientais segundo o conselho nacional do meio ambiente – CONAMA, órgão de abrangência Federal e a resolução de Santa Catarina (abrangência Estadual) são resumidamente relatados a seguir.

O CONAMA, na resolução nº 20/86, no uso das atribuições que lhe confere no artigo 21, alguns dos padrões para o lançamento de efluentes de qualquer fonte poluidora conforme Tabela 10.

Tabela 10: Alguns dos padrões ambientais para emissão de efluentes líquidos segundo resolução CONAMA nº20/86.

Parâmetros	Padrão de emissão
pH	5-9
Temperatura	<40° C*
Materiais Sedimentáveis	até 1,0 ml/L**
Materiais Flutuantes	ausência
Amônia	5mg/L N

*Sendo que a elevação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C.

**Materiais sedimentáveis: até 1 ml/litro em teste de 1 hora em cone Imhoff. Para o lançamento em lagos e lagoas, cuja velocidade de circulação seja praticamente nula, os materiais sedimentáveis deverão estar virtualmente ausentes.

O Decreto nº 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 estado de Santa Catarina. Neste, alguns dos padrões de emissão de efluentes líquidos seguem o artigo 19, destacados na Tabela 11.

Tabela 11: Alguns padrões ambientais para emissão de efluentes líquidos segundo decreto nº14.250 de Santa Catarina

Parâmetros	Padrão de emissão
pH	6-9
Temperatura	<40° C
Materiais Sedimentáveis	até 1,0 ml/L *
DBO ₅ a 20°C	<60mg/L **

* Materiais sedimentáveis até 1,0 ml/L em testes de 1 hora em “Cone Imhoff”.

** Este limite poderá ser superior caso a carga poluidora, em termos de DBO₅, seja reduzida em o mínimo 80%.

Neste contexto, esta pesquisa visa o estudo detalhado sobre o comportamento da degradação da matéria orgânica e da qualidade sanitária em lagoas facultativas de tratamento de esgotos doméstico na região sul do Brasil em uma unidade piloto localizada na região da grande Florianópolis – SC.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

O desenvolvimento deste trabalho envolveu atividades de campo e de laboratório, resultantes de parceria entre a CASAN - Companhia Catarinense de Águas e Saneamento e o LaRA/LIMA - Laboratório de Reúso de Águas /Laboratório Integrado do Meio Ambiente (Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC).

Foram realizados: o perfil longitudinal de uma lagoa facultativa piloto e a avaliação geral do funcionamento do sistema. Em campo realizou-se a operação, o monitoramento da lagoa facultativa piloto e a coleta de dados climatológicos, sendo que o sistema trabalhou sob diferentes condições. Em laboratório realizou-se as análises físico-químicas bacteriológicas e microscópicas. Por fim, foram realizadas as análises estatísticas pertinentes ao estudo.

4.1 Materiais e descrição da unidade piloto

Para a realização do estudo utilizou-se uma unidade piloto (lagoa facultativa de fluxo pistão), assim como instrumentos de apoio para coletar dados climatológicos (evaporímetro e pluviômetro) e controlar a vazão (unidade de medição de vazão).

4.1.1 Unidade piloto

A unidade piloto (Figura 4) foi construída junto à Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) Continental de Florianópolis, localizada no bairro de Potecas, no município de São José – SC, em latitude de 27°35'48" e longitude de 48°32'57" e clima subtropical. A lagoa piloto possui volume útil de 17,5m³ e área superficial de 15,2 m² (profundidade de 1,15 m, comprimento de 9,5 m e largura de 1,60 m). A geometria da lagoa – relação (L/W) é de 5,94, o que caracteriza o regime hidráulico tendendo ao fluxo pistonado (PEARSON et al., 1987 apud KELLNER e PIRES, 1998). A lagoa piloto foi alimentada com efluente proveniente da lagoa anaeróbia da ETE Continental de Florianópolis, o qual é distribuído e regularizado através de uma unidade de medição de vazão.



Figura 4: Unidade piloto e instrumentos de apoio ao monitoramento.

4.1.2 Unidade de Medição de Vazão

O processo direto de medição de vazão consiste na medição direta em recipiente de volume conhecido, em que mede-se o tempo de enchimento do recipiente, conforme descrito na Equação 4.1 (AZEVEDO NETTO et al., 1998).

$$Q = \frac{V}{t} \quad (4.1)$$

Em que:

Q= vazão (m³/s)

V= volume (m³)

t = tempo (s)

A unidade de medição de vazão possibilita o controle da vazão afluente, utilizando-se uma tanque de equalização (nível constante), um registro comum e um tanque acrílico de volume conhecido (10x10x20cm). Através do processo direto de medição utiliza-se a tanque de nível constante evitando a oscilação da pressão dinâmica e o conjunto registro/recipiente de volume conhecido/cronômetro para regular e aferir a vazão afluente. O controle da vazão foi realizado 3 vezes por semana. A Figura 5 demonstra a unidade de medição de vazão.



Figura 5: Unidade de medição de vazão afluente à lagoa facultativa.

4.1.3 Evaporímetro

A razão (proporção) de evaporação é definida como a quantidade de água evaporada de uma unidade de área de superfície por unidade de tempo. A unidade de tempo é normalmente um dia e a altura pode ser expressa em milímetros (mm). Por ser inviável a leitura diária optou-se pela leitura 3 vezes por semana, aproximadamente a cada 2 dias. Utilizou-se um evaporímetro, o qual fornece a leitura direta da evaporação e quando utilizado junto com o pluviômetro é possível fazer o cálculo do balanço hídrico do sistema. A Figura 6 apresenta um esquema do evaporímetro de fabricação artesanal utilizado e sua configuração.

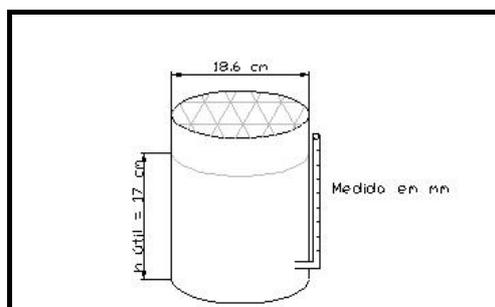


Figura 6: Esquema do evaporímetro utilizado na pesquisa.

4.1.4 Pluviômetro

Pluviômetro mede a altura da lâmina de água que choveu. Esta medida é fornecida em milímetros. Quando falamos, por exemplo, que choveu 20 milímetros, significa que tivemos uma cobertura do solo com uma lâmina de dois centímetros (20 milímetros) o que equivale a 20 litros d'água em cada metro quadrado. A precipitação local foi medida

3 vezes por semana com o auxílio de um pluviômetro¹¹. Este de fabricação artesanal e configurações conforme Figura 7. Para maior confiabilidade dos dados o pluviômetro foi instalado próximo à lagoa facultativa (Figura 8). A coleta de dados ocorre medindo a precipitação no recipiente de armazenagem e como a área do recipiente coletor é conhecida, calcula-se a precipitação em milímetros.

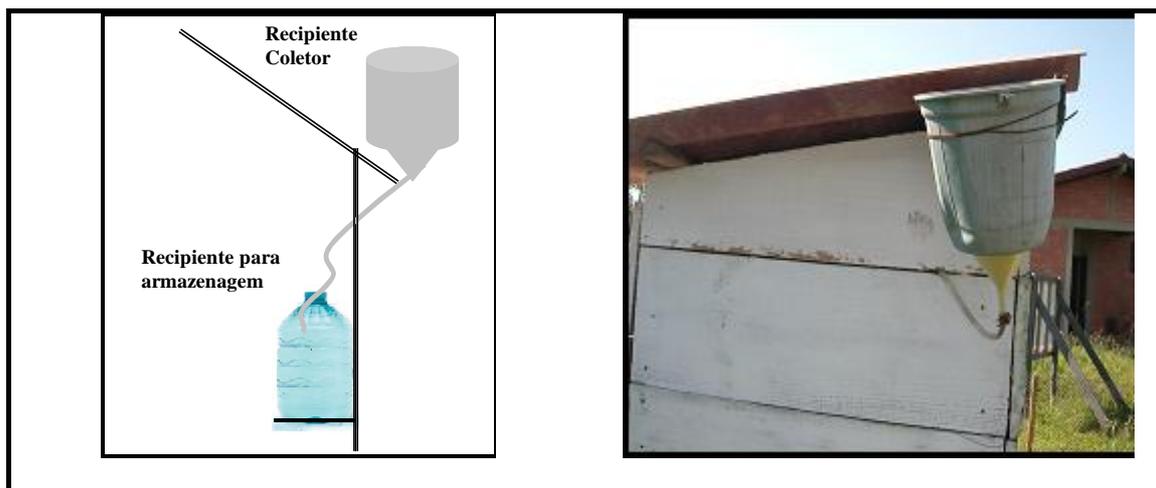


Figura 7: Pluviômetro – recipiente coletor das precipitações pluviométricas e recipiente para armazenagem.

4.2 Condições de monitoramento do piloto

O estudo foi conduzido em três diferentes fases, conforme Tabela 12. A mudança da fase 1 para a fase 2 foi realizada quando os processos que ocorrem na lagoa facultativa apresentavam-se subestimado, sendo possível trabalhar com um TDH menor. Já a mudança da fase 2 para a fase 3 ocorreu devido ao inverno, por ser uma estação do ano de temperaturas baixas (por precaução elevou-se o TDH).

¹¹ Pluviômetro: instrumento que mede a altura da lâmina de água que choveu. Esta medida é fornecida em milímetros. Uma lâmina de 1 mm de espessura corresponde à distribuição uniforme de 1 litro de água em uma superfície plana e horizontal de um metro quadrado.

Tabela 12: Descrição das três fases pesquisadas sob diferentes condições operacionais.

Fases da Pesquisa	Descrição
Fase 1	<u>Período evolutivo: 1^a a 9^a semana - outubro a dezembro/2003</u> <u>Estação do ano: primavera / verão</u> <u>Temperatura média do ar = $27,9 \pm 3,6$ °C</u> <u>Temperatura média do líquido = $28,1 \pm 3,4$ °C</u> <u>Tempo de retenção hidráulica (TDH) = 20 dias</u>
Fase 2	<u>Período evolutivo: 10^a a 37^a semana – dezembro/2003 a junho/2004.</u> <u>Estação do ano: verão /outono</u> <u>Temperatura média do ar = $24,9 \pm 4,4$ °C</u> <u>Temperatura média do líquido = $24,0 \pm 3,9$ °C</u> <u>TDH = 10 dias</u>
Fase 3	<u>Período evolutivo: 38^a a 53^a semana - junho a outubro/2004</u> <u>Estação do ano: inverno/primavera</u> <u>Temperatura média do ar = $18,6 \pm 3,6$ °C</u> <u>Temperatura média do líquido = $18,8 \pm 2,5$ °C</u> <u>TDH = 20 dias</u>

4.3 Descrição dos métodos e amostragem

A metodologia envolve dados de campo (climatológicos e operação do sistema), análises laboratoriais (físico-químicas, bacteriológicas e microscópicas) e análise dos resultados (estatística).

O monitoramento dos dados climáticos foi realizado 3 vezes por semana (segundas, quartas e sextas-feiras) sendo analisado intensidade da luz solar, temperatura do ar e as medidas de precipitação e evaporação local, resultando no acompanhamento do balanço hídrico da lagoa e das condições climáticas locais e neste mesmo período foi aferida a vazão afluente ao sistema na unidade de medição de vazão, o que proporcionou o controle da vazão e das taxas aplicadas ao sistema.

Para o monitoramento da lagoa facultativa piloto foi efetuada coleta semanal, no período da manhã (entre 9:00 e 10:00 horas), geralmente às segundas-feiras, salvo algumas exceções. Parâmetros como: oxigênio dissolvido, transparência por disco de Secchi e temperatura das amostras foram avaliados “in situ” e para as demais análises as amostras foram conduzidas diretamente para o LaRA/LIMA, para a realização das análises físico-químicas, bacteriológicas e microbiológicas. O transporte e conservação

das amostras seguiram recomendações do *Standard Methods of Examination for Water and Wastewater* (APHA, 1998).

A degradação da matéria carbonácea é a principal função de uma lagoa facultativa. Para caracterizar o comportamento da matéria carbonácea no perfil longitudinal foram avaliados 3 pontos distintos da lagoa: o término do primeiro terço em extensão longitudinal da lagoa, o término do segundo terço da lagoa e o efluente final (P2, P3 e P4, respectivamente na Figura 8). Nestes pontos de coleta os parâmetros: OD, pH, transparência por disco de Secchi, DQO_{Total}, DQO_{Solúvel}, DBO_{5Solúvel}, temperatura da amostra, SS e clorofila *a* foram analisados semanalmente. Apesar da remoção carbonácea ser a principal função da lagoa facultativa, ocorrem também outros processos importantes, tais como a remoção de patogênicos (melhorando a qualidade sanitária) e a transformação de macronutrientes. Sendo assim, os demais parâmetros foram avaliados nos afluente e efluente à lagoa facultativa (P1 e P4, respectivamente na Figura 8). A Figura 8 destaca um esquema representativo do sistema experimental.

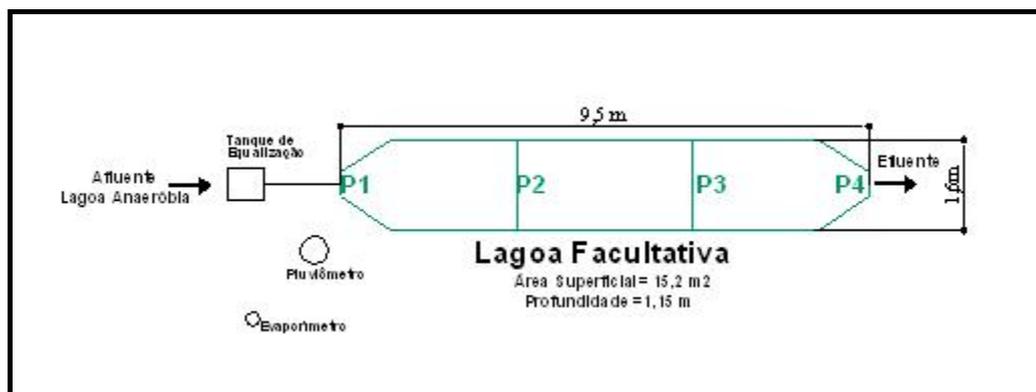


Figura 8: Layout da lagoa facultativa, sistema de alimentação, pontos de amostragem e coleta dos dados climatológicos.

König (1990), destaca que há variações horárias da qualidade do efluente final em termos físico-químico, bacteriológico e microbiológico. Esteves (1998), enfatiza a redução da eficiência fotossintética no decorrer do dia. Neste contexto, foram realizados perfis horários dos principais parâmetros influenciados pelas variações climáticas horárias, em 3 perfis, entre os meses de agosto e setembro/2004 nos dias 11/08/2004, 18/08/2004 e 08/09/2004. Assim, para a determinação do perfil horário, as análises de temperatura do ar e da água, OD, turbidez, DQO_t e DQO_s, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻, P-

PO₄³⁻ reativo e pH foram realizadas de hora em hora, entretanto a avaliação qualitativa da comunidade planctônica foi avaliada em três vezes (às 8:00, 12:00 e 17:00h).

4.3.1 Dados de Campo

A descrição dos métodos e equipamentos utilizados segue abaixo:

Temperatura

Medida da intensidade de calor. Essencial para a determinação da taxa das reações químicas e biológicas, na solubilidade dos gases e no efeito da vida aquática. A temperatura do ar é medida através de um termômetro de mercúrio, unidade °C. A temperatura do líquido é medida através do oxímetro portátil (YSI[®] modelo 55; faixa de leitura -5 a 45°C; exatidão ± 0,2°C; resolução 0,1°C), sendo a medida instantânea.

Intensidade da Luz Visível

A intensidade da luz é obtida através de um luxímetro digital (INSTRUTHERN[®], modelo LD-209, com precisão relativa de ± 5%). A unidade é o lux (1 lux=1 lumen/m² = 1,3 cal/m².h e 1cal/cm².d = 0,48459 W/m²).

Oxigênio Dissolvido (OD)

O OD é uma medida direta realizada no local da coleta utilizando um oxímetro portátil (YSI[®] modelo 55; faixa de leitura 0 a 20 mg/L; exatidão ± 0,3 mg/L; resolução 0,01 mg/L).

Transparência por Disco de Secchi

Uma das mais importantes variáveis limnológicas utilizadas para a avaliação do metabolismo de um ecossistema aquático é a transparência da coluna d'água. Sua medição pode ser realizada em campo de forma fácil, barata e relativamente rápida utilizando o disco de Secchi. (MACÊDO, 2003). Nas lagoas a principal função do disco de Secchi é a determinação da zona eufótica¹².

A profundidade do desaparecimento do Disco de Secchi corresponde àquela profundidade na qual a radiação de 400-740nm, portanto a faixa visível, refletida do disco não é mais sensível ao olho humano. Com disco de Secchi inserido

¹² Zona eufótica: porção iluminada da coluna d'água que pode variar de alguns centímetros até dezenas de metros.

perpendicularmente na coluna líquida é obtida a profundidade (em metros) denominada transparência do disco de Secchi, ou profundidade do disco de Secchi. Uma consideração a ser feita é o horário para obter os melhores resultados, que deve ser entre 10:00 e 14:00h (ESTEVES, 1998).

4.3.2 Análises Físico-Químicas, Bacteriológicas e Microscópicas.

A descrição dos métodos analíticos segue abaixo:

Potencial Hidrogeniônico (pH)

Representa a concentração de íons hidrogênio H^+ (em escala anti-logarítmica), dando uma indicação sobre a condição de acidez, neutralidade e alcalinidade da água. A faixa de pH é de 0 a 14. O pH foi medido semanalmente no horário da coleta utilizando pHmetro (Hach[®] modelo Sens Ion 1; faixa de leitura -2 a 19,99; resolução 0,001/0,01/0,1).

Alcalinidade Total

Quantidade de íons na água que reagirão para neutralizar os íons hidrogênio. A medida da alcalinidade foi semanal logo após a coleta das amostras. Segue recomendações do *Standard Methods of Examination for Water and Wastewater* (APHA, 1998). O método consiste na titulação potenciométrica da amostra com uma solução de Ácido Sulfúrico padronizada (0,02N) até obtenção do pH= 4,5. O cálculo segue a Equação 4.2.

$$A = \frac{N \times V_1 \times 50000}{V_2} \quad (4.2)$$

Sendo:

A=alcalinidade total (mgCaCO₃/L); N= normalidade da solução de H₂SO₄; V₁= volume gasto da solução de H₂SO₄ (mL); V₂= volume da alíquota de amostra titulada (mL).

Turbidez

A turbidez representa o grau de interferência com a passagem da luz através da água, conferindo uma aparência turva à mesma. Os sólidos suspensos são os principais responsáveis pela turbidez. Foi utilizado o método nefelométrico para determinação da turbidez. A análise foi realizada semanalmente, sempre após a coleta, e utilizou-se turbidímetro (Hach[®] modelo 2100P; faixa de leitura 0-1000 NTU; resolução 0,01 NTU

na faixa mais baixa; exatidão $\pm 2\%$ da leitura; temperatura operacional 0 a 50°C). A turbidez é expressa em unidades Nefelométricas de Turbidez (NTU).

Matéria Orgânica

Para determinação da matéria orgânica utilizam-se normalmente métodos indiretos para a quantificação da mesma, ou do seu potencial poluidor. Os métodos indiretos medem o consumo de oxigênio, e são eles: Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO).

Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

Pelo teste da DBO determina-se qual a máxima quantidade de oxigênio dissolvido que a degradação biológica é capaz de retirar de um curso de água em um tempo “t”. Em resumo é a medida das necessidades respiratórias de uma população microbiológica (MACÊDO, 2003). O método utilizado para determinação foi o manométrico isento de mercúrio (Velp[®] modelo DBO system; faixa de leitura de 0-1000mg/L sem diluição; utiliza sensores eletrônicos de pressão com display digital). E utilizou-se a DBO₅ (ou seja o tempo de 5 dias, geralmente esse é o tempo padrão utilizado). As análises foram semanais.

Demanda Química de Oxigênio (DQO)

O teste da DQO é necessário, pois determina não só a carga orgânica biodegradável, mas também a matéria não-biodegradável (que não é biologicamente tratável). E o teste da DQO é vantajoso sendo determinado em 2 horas enquanto a DBO leva no mínimo 5 dias.

Foi utilizado o método colorimétrico de refluxo fechado segundo *Standard Methods of Examination for Water and Wastewater* (APHA, 1998). Este método é baseado na oxidação da matéria orgânica em meio fortemente ácido, com uma quantidade, em excesso e conhecida, de dicromato de potássio. Depois da digestão por 2 horas a 150° C o dicromato que foi reduzido é medido em espectrofotômetro (comprimento de onda a 600nm) utilizando uma curva previamente calibrada. A curva obtida apresentou regressão linear, $R^2=0,999$. Foi utilizado para determinar concentrações na faixa de 100-900 mg O₂/L. Para concentrações menores entre 0-150 mg O₂/L utilizou-se kit Hach[®], e

método nº 2710. Para ambas leituras utilizou-se espectrofotômetro da Hach[®], modelo DR 4000.

Nitrogênio (Frações inorgânicas)

Segundo von Sperling (1996), no ciclo do nitrogênio na biosfera este alterna-se entre várias formas e estados de oxidação. No meio aquático pode ser encontrado nas formas: molecular (escapando para atmosfera), nitrogênio orgânico (dissolvido e em suspensão), amônia, nitrito(NO_2^-) e nitrato(NO_3^-).

As análises das frações inorgânicas do nitrogênio (amônia, nitrito e nitrato) estão especificadas na Tabela 13. As amostras foram filtradas em membrana de fibra de vidro, porosidade 0,45 μm , realizando-se as análises até 24 horas após a coleta. E para as leituras utilizou-se espectrofotômetro da Hach[®], modelo DR 4000, através da preparação em laboratório dos reagentes e das soluções padrões para inserção das curvas no aparelho espectrofotométrico.

Tabela 13: Métodos utilizados na determinação das diferentes formas de nitrogênio.

Análise	Método	Referência	Faixa de Leitura (mg/L)	R ²	Erro médio (mg/L)
N-NH ₄ ⁺	Nessler	(VOGEL, (1992)	0,2 – 16,0	0,992	± 0,8
N-NO ₂ ⁻	Alfanaftilamina	(APHA, 1998)	0,0 – 1,0	0,999	± 0,18
N-NO ₃ ⁻	Brucina	(APHA, 1976)	0,5 – 10,0	0,997	± 0,4

Sendo: N-NH₄⁺- nitrogênio amoniacal; N-NO₂⁻ - nitrogênio como nitrito; N-NO₃⁻ nitrogênio como nitrato.

Fosfato reativo

As principais formas de fósforo encontradas em soluções aquosas são ortofosfatos, polifosfatos e fósforo orgânico. O ortofosfato pode ser determinado diretamente pelo método colorimétrico adicionando uma substância como o molibdato de amônio; entretanto, os polifosfatos e o fosfato orgânico devem ser convertidos a ortofosfato através da digestão ácida para então ser determinados pelo método colorimétrico (METCALF e EDDY, 2003). Neste estudo determinou-se o fosfato dissolvido ou fosfato reativo pelo método colorimétrico do Ácido Vanadomolibdofosfórico (APHA, 1998). Para as leituras utilizou-se espectrofotômetro da Hach[®], modelo DR 4000, através da preparação em laboratório do reagente e das soluções padrões para inserção

da curva no aparelho, que obteve uma regressão linear, $R^2=1$ e erro médio 0,11 mg/L. A faixa de leitura é de 0 – 20 mg/L.

Série de Sólidos

Para a caracterização da série de sólidos utilizou-se o método gravimétrico seguindo critérios especificados no *Standard Methods of Examination for Water and Wastewater* (APHA, 1998).

Sólidos Totais, Sólidos Totais Fixos, Sólidos Totais Voláteis

1. Sólidos Totais

Os sólidos totais de um despejo são toda matéria que permanece como resíduo após evaporação à temperatura de 103° a 105° C. Segue abaixo o procedimento de análise.

Preparação dos cadinhos de evaporação:

Lavar e limpar o cadinho de evaporação, aquecer o cadinho a 103-105 graus centígrados por 30 minutos e transferir o cadinho para um dessecador. Deixar esfriar por 30 minutos e pesar, obtendo o peso inicial (P1). Tomar um certo volume de amostra (geralmente 50 ou 100 mL), colocar em um cadinho de porcelana e secar em banho maria ou chapa aquecedora; após a evaporação da fração líquida, levar à estufa a 103 – 105 °C durante 30 minutos e resfriar o cadinho em um dessecador durante 30 minutos para obter o peso final (P2). Utilizando a Equação 4.3, calcular o resultado.

$$ST = \frac{(P2 - P1)}{V} \times 10^6 \quad (4.3)$$

Sendo:

P1= peso do cadinho previamente seco (g);

P2= peso do cadinho após evaporação da amostra (g);

V= volume da amostra (mL);

ST= o resultado dos sólidos totais (mg/L).

2. Sólidos Totais Fixos

É a matéria que não se volatiliza, a grande maioria é constituída de material mineral.

Para a determinação dos Sólidos Totais Fixos, utiliza-se uma mufla na qual se aquece o cadinho da seção anterior a 550 °C durante 15 minutos; em seguida resfria-se o cadinho

em um dessecador até atingir a temperatura ambiente, pesa-se e obtém-se o peso final (P3). Utilizando a Equação 4.4, calcular o resultado.

$$STF = \frac{(P3 - P1)}{V} \times 10^6 \quad (4.4)$$

Sendo:

P1= peso do cadinho previamente seco (g);

P3= peso do cadinho após calcinação em mufla (g);

V= volume da amostra (mL);

STF= o resultado dos sólidos totais fixos (mg/L).

3. Sólidos Totais Voláteis

É a diferença entre ST e STF conforme a Equação 4.5, a seguir.

$$STV = ST - STF \quad (4.5)$$

Sendo:

STF= o resultado dos sólidos totais voláteis (mg/L).

Sólidos em Suspensão

São todos os sólidos presentes na água residuária, exceto os solúvies e sólidos em fino estado coloidal, pois estes constituem os sólidos dissolvidos. Segue o procedimento de análise:

Para a calibragem pesa-se a membrana (0,45µm de porosidade - 47 mm de diâmetro) em balança de alta precisão, obtendo o P1. Destaca-se que a membrana deve ser previamente seca em estufa a 103– 105 °C durante 30 minutos e resfriada em um dessecador até atingir a temperatura ambiente. Após, utiliza-se 100 mL ou mais da amostra agitada convenientemente e filtrar com auxílio de bomba à vácuo. Recolhe-ser a membrana (com o auxílio de uma pinça) e repete-se o procedimento estufa/dessecador para obter o P2. De posse dos dados, fazer o cálculo seguindo a Equação 4.6.

$$SST = \frac{(P2 - P1)}{V} \times 10^6 \quad (4.6)$$

Sendo:

P1= peso da membrana previamente seca (g);

P2= peso da membrana após filtração (g);

V= volume da amostra (mL);

SST= o resultado dos sólidos suspensos totais (mg/L).

Sólidos Sedimentáveis

Por definição, o teor de sólidos sedimentáveis de um despejo é o volume de sólidos que se deposita no fundo de um cone Imhoff após um tempo determinado de repouso do líquido. O procedimento segue abaixo:

Colocar 1.000 ml de amostra convenientemente agitada, em um cone Imhoff; deixar em repouso durante 1 hora e após faz-se a leitura na escala do cone em (ml/L).

Obs.: O cone deve ser molhado antes de adicionar a amostra, para evitar a aderência de sólidos nas paredes do cone.

Clorofila *a*

A metodologia para quantificação da clorofila *a*, segue recomendações do *Standard Methods of Examination for Water and Wastewater* (APHA, 1998). O procedimento consiste na extração do pigmento utilizando acetona (90%) como agente extrator. Inicia-se a análise da concentração do pigmento filtrando à vácuo a amostra em membrana de fibra de vidro (diâmetro de 47 mm e 0,45µm de porosidade). A membrana é então colocada em cubeta com 10mL de acetona 90% e macerada com o auxílio de bastão de vidro, promovendo o rompimento das células. Após, a cubeta é fechada e colocada no congelador a -20°C por 24 horas. Após este período centrifuga-se a amostra por 15 minutos a 5000rpm. O sobrenadante da amostra é disposto em cubeta de vidro de 1cm de caminho óptico e realizada a leitura em espectrofotômetro (Hach[®], modelo DR 4000). A leitura é feita em 4 comprimentos de onda diferentes. Primeiramente em 664nm e 750nm e em uma segunda etapa a amostra é acidificada com 0,1 ml de ácido clorídrico 0,1N e a amostra é lida nos comprimentos de onda 665nm e 750nm novamente. O cálculo resultando na quantificação da clorofila *a* seguem a Equação 4.7.

$$Cl_a = \frac{26,7 \times (A_{664} - A_{665}) \times 0,01}{V \times l} \quad (4.7)$$

Sendo:

Cl_a = clorofila *a* (mg/L);

A_{664} = valor da absorbância em 664nm diminuída do valor da absorbância a 750nm;
 A_{665} = leitura da absorbância a 665nm(acidificada) diminuída do valor da absorbância a 750nm (acidificada);

0,01 = volume da solução extratora (L);

V = volume da amostra filtrada (L);

l = caminho óptico da cubeta, 1cm.

Obs: Para conservar a amostra, a membrana pode ser dobrada e envolvida em papel alumínio (impedindo a entrada de luz) e congelada por até 2 meses.

Determinação dos coliformes totais e *Escherichia coli*:

As bactérias do grupo coliformes totais e *E.coli* foram quantificadas através do método do substrato cromogênico, baseado na ativação de enzimas presentes nessas bactérias por meio de substratos específicos, conforme descrito no *Standard Methods of Examination for Water and Wastewater* (APHA, 1998). O material utilizado foi: meio de cultura Colilert-24 horas (Sovereing Brasil[®]); cartelas quati-tray (Sovereing Brasil[®], faixa de leitura de 1 a 2400 NMP/100mL sem diluições), estufa incubadora a 36°C ± 0,5°C; lâmpada UV (365nm) portátil.

Para detecção do grupo Coliforme total: um substrato cromogênico é usado para detectar a enzima B-D-galactosidase, a qual é produzida pelos coliformes totais. Esta enzima hidroliza o substrato e produz uma mudança na cor do meio, indicando um teste positivo para coliformes totais 24 horas; se for positivo, o teste resulta em cor amarelo e incolor indica ausência, sem a necessidade de testes adicionais (MACÊDO, 2003).

Para detecção de *E. coli*: um substrato fluorogênico é usado para detectar a enzima glicuronidase, a qual é produzida pela *E. coli*. Esta enzima hidroliza o substrato e libera um produto fluorogênico quando observado sob luz ultra-violeta (UV) de 366nm. A presença de fluorescência indica um teste positivo para *E. coli* (MACÊDO, 2003).

Microscopia Óptica qualitativa

Na análise microscópica coletou-se semanalmente amostra do efluente da lagoa para a análise da comunidade planctônica. As amostras foram coletadas na superfície da lagoa e foram fixadas com uma solução de lugol preparada em laboratório (BRANCO, 1986). Esta fixação permite visualização posterior em microscopia óptica. A determinação dos organismos foi realizada conforme Streble e Krauter (1985) e chaves de identificação de Lopreto e Tell (1995), com o auxílio de microscópio óptico (Olympus[®], modelo BX-40; software Image Pro-express versão 4.0 para windows 98; utilizando aumento de 100 e 400 vezes). Utilizou-se um sistema subjetivo para a quantificação dos microrganismos identificados, quais foram: 0 = não visualizado; 1 = raras; 2 = alguns; 3 = freqüentes; 4 = numerosos.

4.3.3 Análise Estatística dos Resultados

A análise dos resultados iniciou-se com a análise estatística descritiva dos resultados sempre se referindo aos objetivos. Com auxílio do programa Statistics[®]-versão 6.0, fez-se uma análise estatística analítica utilizando-se de testes estatísticos pertinentes à adequada inferência estatística (OGLIARI e ANDRADE, 2004).

A análise estatística através da ANOVA - análise de variância, método de teste de hipótese em que vários grupos diferentes têm todos a mesma média (DOWNING e CLARK, 1999), foi utilizada para determinar se existe diferença significativa estatisticamente entre as médias dos parâmetros DBO e DQO, em três pontos distintos, em termos de degradação da matéria carbonácea no perfil longitudinal. Foi também utilizada ANOVA na caracterização do perfil longitudinal nos três pontos (2, 3 e 4) da lagoa, avaliando o OD, pH, transparência mediante disco de Secchi, temperatura da amostra, SST e a clorofila *a*.

Foi realizado um ajuste dos coeficientes cinéticos para o regime hidráulico de fluxo pistão e mistura completa para as três fases operacionais do estudo, bem como a comparação destes com coeficientes citados na literatura.

Os parâmetros climatológicos, físico-químicos e bacteriológicos mensurados no estudo foram analisados através de uma matriz de correlação para determinar o grau de relacionamento linear entre duas variáveis. Para tal, foi utilizado o Coeficiente de Correlação de Spearman para dados não-paramétricos, ou seja, dados que não apresentam uma distribuição normal (SPIEGEL, 1993). Geralmente, os fenômenos da natureza são dados normais, entretanto os demais parâmetros não, e se for utilizado um coeficiente como o de “Pearson” por exemplo, pode levar a erros na determinação, já que este é utilizado apenas para dados paramétricos, ou seja, dados com distribuição normal.

Na verificação da ciclagem de nutrientes utilizou-se a análise exploratória de dados (estatística descritiva), avaliando a eficiência ao longo do tempo, as concentrações médias e o desvio padrão dos resultados nas três fases operacionais distintas. Através da análise de correlação pelo coeficiente de Spearman, determinou-se a correlação entre os parâmetros ambientais e climatológicos e a transformação dos nutrientes (nitrogênio e fósforo).

Para a taxa de aplicação superficial fez-se a análise da taxa aplicada pela taxa removida dos parâmetros DBO₅, DQO e amônia, através do ajuste da reta e do R², determinando o modelo mais adequado e comparando com modelos citados em literatura.

Na verificação da qualidade sanitária utilizando *E. coli* como indicador, fez-se a análise estatística descritiva dos parâmetros para as fases em estudo e utilizou-se o coeficiente de Spearman na correlação para verificar a influência das condições climáticas na remoção de organismos patogênicos.

Para determinação qualitativa da comunidade planctônica, fez-se uma análise geral dos microorganismos mais atuantes no sistema.

A análise estatística descritiva foi utilizada na avaliação dos resultados dos perfis horários envolvendo dados climatológicos, matéria carbonácea e nutrientes (nitrogênio inorgânico e fosfato reativo).

A avaliação geral do sistema utilizando-se da estatística descritiva enfatizou o funcionamento da lagoa através dos dados físico-químicos, bacteriológicos e climatológicos.

4.4 Cálculos

4.4.1 Coeficiente Cinético

As formulações para estimativa do coeficiente cinético de primeira ordem para os diferentes regimes hidráulicos encontram-se na Equação 4.8 (fluxo pistão) e Equação 4.9(mistura completa).

$$k = \frac{-\ln(C/C_o)}{TDH} \quad (4.8)$$

$$k = \frac{(C/C_o)-1}{TDH} \quad (4.9)$$

Em que:

Co = concentração de DBO₅ ou DQO total afluente (mg/L);

C = concentração de DBO₅ ou DQO solúvel efluente (mg/L);

K₁ = constante de primeira ordem para determinar a degradação carbonácea (d⁻¹);

TDH = tempo de detenção hidráulica (d).

Para padronizar o valor de K, utiliza-se o valor de K a 20°C conforme Equação 4.10 (formulação de Arrhenius).

$$K_{20} = \frac{K_T}{\theta^{(T-20)}} \quad (4.10)$$

Em que:

K_T = Coeficiente de remoção da DBO ou DQO em temperatura do líquido T qualquer (d^{-1});

K_{20} = Coeficiente de remoção da DBO ou DQO em uma temperatura do líquido de 20°C (d^{-1});

θ = Coeficiente experimental depende da temperatura, geralmente utiliza-se θ igual a 1,07 (CAVALCANTI et al., 2001).

T = Temperatura do líquido (°C).

4.4.2 Tempo de detenção hidráulica

A formulação para estimativa do TDH segue abaixo conforme Equação 4.11 (MARA et al., 1992; von SPERLING, 1996).

$$TDH = \frac{A \times H}{Q_{\text{afluente}}} \quad (4.11)$$

Em que:

TDH = tempo de detenção hidráulica (d);

A = área requerida para lagoa (m^3);

Q = vazão afluente (m^3/d);

H = profundidade da lagoa em m.

4.4.3 Taxa Superficial

Para o cálculo da taxa de aplicação superficial de DBO, DQO ou nitrogênio amoniacal segue a Equação 4.12.

$$\lambda_s = \frac{10 \times C_0 \times Q}{A} \quad (4.12)$$

Em que:

λ_s = taxa de aplicação superficial (kg/ha.d);

C_0 = concentração total afluente (mg/L);

Q = vazão (m^3/d);

A = área requerida (m^2).

4.4.4 Eficiência

A eficiência de remoção foi calculada de acordo com a Equação 4.13 para todos os parâmetros, com exceção da DQO e DBO, sendo considerada a diferença entre a concentração afluyente total e concentração efluente solúvel (filtrada). A eficiência foi avaliada mediante um histórico das concentrações afluentes e efluentes, e não a análise pontual, pois com o TDH elevado poderia resultar em dados equivocados.

$$E = \frac{(A_f - E_f)}{A_f} * 100 \quad (4.13)$$

Sendo:

E = Eficiência de remoção (%);

A_f = Concentração afluyente (mg/L);

E_f = Concentração efluente (mg/L).

4.4.5 Balanço Hidrico

O balanço hídrico leva em consideração dados de evaporação e precipitação pluviométrica. Através da Equação 4.14 obteve-se o valor da precipitação (mm) e a evaporação foi obtida em medição direta no evaporímetro (mm). A relação entre a precipitação e a evaporação origina o balanço hídrico na lagoa (L/m². semana).

$$P = \frac{Va}{Asp * 1000} \quad (4.14)$$

Em que:

P = Precipitação (L/m² ou mm);

Va = volume coletado no recipiente de armazenagem do pluviômetro (mL);

Asp = Área superficial do pluviômetro (m²).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados apresentados são discutidos mediante o auxílio da estatística descritiva e algumas inferências estatísticas.

5.1 Perfil longitudinal

A proposta do perfil longitudinal foi identificar se o reator tende ao fluxo pistão, ocorrendo a estabilização dos compostos ao longo do eixo longitudinal, avaliando a degradação da matéria carbonácea através das análises de DQO solúvel e DBO₅ solúvel e com dados de apoio avaliar a caracterização do perfil longitudinal através das análises de oxigênio dissolvido, pH, transparência por disco de Secchi, temperatura da amostra, Sólidos Suspensos Totais e clorofila *a*.

5.1.1 Avaliação da Degradação da Matéria Carbonácea

A avaliação da matéria carbonácea foi avaliada pelas análises de DBO₅ total/solúvel e DQO total/solúvel nas três fases operacionais. A média dos resultados obtida encontra-se na Tabela 14. Foram analisados três pontos ao longo do perfil longitudinal (primeiro terço - P2; segundo terço-P3 e efluente final-P4).

Os resultados das análises da DBO₅ total e solúvel e DQO total e solúvel ao longo do perfil longitudinal apresentaram-se semelhantes para os pontos 2, 3 e 4 nas três diferentes fases operacionais, de uma forma geral. Todavia, teoricamente o perfil longitudinal deveria apresentar uma melhora no tratamento do ponto 2 em direção ao ponto 4, mas essa afirmação necessita de uma análise detalhada da situação.

A concentração de DBO₅ solúvel apresentou valores médios menores para a fase 1 e 3, sendo que a condição operacional estipulada apresentava o tempo de detenção hidráulica (TDH) de 20 dias e valores um pouco mais elevados (aproximadamente 40% a mais) na fase 2 com o TDH de 10 dias. A concentração de DBO₅ total não apresentou valores para a fase 1, pela falta de equipamento necessário a análise. Seguindo a

tendência da DBO₅ solúvel, a fase 2 com TDH de 20 dias, apresentou valores menores do que a fase 3 com TDH de 20 dias (Tabela 14).

A concentração de DQO solúvel apresentou valores médios menores para a fase 3 provavelmente pelo fato de que a análise química foi realizada com o Kit da Hach[®], a partir da semana 32 sendo mais eficaz e apresentando menores valores de Desvio Padrão para baixas concentrações de DQO. A concentração de DQO total apresentou valores médios distribuídos uniformemente nas três fases operacionais do estudo (Tabela 14).

Tabela 14: Perfil longitudinal da matéria carbonácea nas três fases operacionais.

Fase	Ponto	Descrição	DBO₅ solúvel (mg/L)	DQO solúvel (mg/L)	DBO₅ Total (mg/L)	DQO Total (mg/L)
Fase 1	P2	Média ± DP	33,0 ± 24,0	98,9 ± 61,9	-	244,1 ± 95,9
		Variação	10,0 a 70,0	15 a 203	-	111,0 a 401
	P3	Média ± DP	36,4 ± 17,0	109,3 ± 67,6	-	188,3 ± 60,1
		Variação	20,0 a 68,0	42,0 a 247,0	-	86,0 a 280,0
	P4	Média ± DP	36,3 ± 16,8	145,1 ± 31,1	-	231,3 ± 73,6
		Variação	20,0 a 68,0	109,0 a 196,0	-	152,0 a 350,0
Fase 2	P2	Média ± DP	48,3 ± 29,9	97,4 ± 39,7	151,8 ± 69,5	244,1 ± 57,0
		Variação	10,0 a 100,0	39,0 a 175,0	90 a 250	155,3 a 346,5
	P3	Média ± DP	53,0 ± 27,8	93,7 ± 36,4	156,7 ± 30,6	242,0 ± 73,8
		Variação	10,0 a 100,0	43,5 a 184,0	130,0 a 190,0	111,0 a 487,5
	P4	Média ± DP	53,1 ± 34,1	100,7 ± 42,1	106,9 ± 35,4	232,1 ± 60,8
		Variação	10,0 a 131,0	46,0 a 207,0	63,0 a 149,6	137,6 a 413,5
Fase 3	P2	Média ± DP	34,8 ± 20,1	64,0 ± 16,8	79,7 ± 44,6	201,3 ± 74,7
		Variação	18,0 a 82,0	32,3 a 87,5	51,0 a 131,0	124,0 a 378,5
	P3	Média ± DP	33,2 ± 9,3	57,0 ± 16,4	79,7 ± 12,6	185,8 ± 51,8
		Variação	18,0 a 51,0	27,3 a 87,4	68,0 a 93,0	125,5 a 281,0
	P4	Média ± DP	34,7 ± 16,6	62,3 ± 17,1	79,2 ± 26,3	166,5 ± 31,1
		Variação	14,0 a 71,0	32,6 a 88,3	64,0 a 109,5	117,5 a 218,0

DP: Desvio padrão

Variação: limites mínimo e máximo

Para uma análise minuciosa, a Figura 9 apresenta graficamente, através de desenho esquemático (Box plot) os resultados das análises DBO₅ total e solúvel e DQO total e solúvel nos três pontos ao longo do perfil. O desenho esquemático fornece uma medida de posição central (mediana), os valores discrepantes (valores incomuns/outliers), valores extremos (extremes), uma caixa com 50% dos dados (Box), e uma linha com

valores Figura 09: Avaliação da degradação da matéria carbonácea mais afastados (não discrepantes /no outliers).

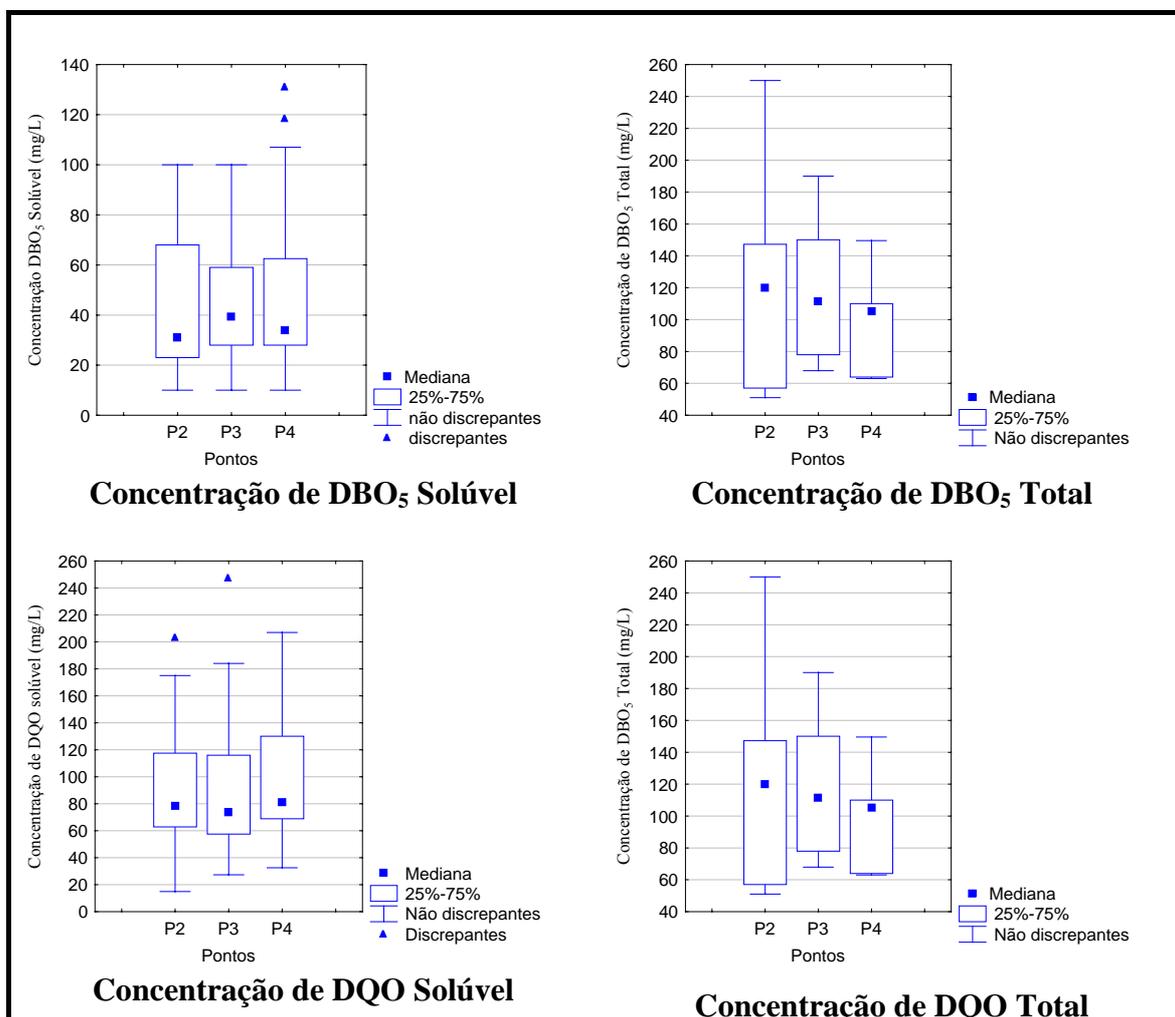


Figura 09: Avaliação da degradação da matéria carbonácea ao longo do perfil longitudinal (P2, P3 e P4) para as três fases operacionais (desenho esquemático).

Avaliando o comportamento do perfil longitudinal (Figura 9 e Tabela 14) para a concentração de DBO₅ solúvel e DQO solúvel verifica-se um leve crescimento na concentração do ponto 2 para o ponto 4, entretanto não se pode afirmar que esse crescimento é significativo. A concentração da DBO₅ solúvel apresentou dois valores discrepantes no ponto 4, concentrações de 118mg/L e 131mg/L, estes valores maiores que a média ocorreram na fase 2 em condições de baixa intensidade luminosa, temperatura entre 18 e 20°C e OD abaixo de 1,3mg/L. A concentração da DQO solúvel apresentou valor discrepante no ponto 2 e outro no ponto 3, apresentando concentrações respectivamente de 203mg/L e 247mg/L, acima da média na fase 1 do estudo. As

concentrações de OD apresentarem valores elevados (acima de 25mg/L), entretanto a concentração de DQO total afluyente apresentou valores altos interferindo provavelmente na eficiência do sistema.

A verificação do desenho esquemático (Figura 9) para a concentração de DBO₅ total e DQO total apresentou um decréscimo na concentração do ponto 2 para o ponto 4, não sendo possível afirmar se existe significância estatística. A concentração da DBO₅ total não apresentou nenhum valor discrepante na análise. A concentração da DQO total apresentou um valor discrepante no ponto 3 e outro no ponto 4, apresentando concentrações respectivamente de 487,5mg/L e 413,5mg/L, acima da média na fase 2 do estudo. A concentração de sólidos suspensos foi respectivamente de 235mg/L e 211mg/L para o ponto 3 e 4, resultando provavelmente em alta concentração de DQO total afluyente.

O comportamento do perfil longitudinal em um regime hidráulico tendendo ao fluxo pistão teoricamente deveria apresentar uma melhora no tratamento do ponto 2 em direção ao ponto 4. Para uma análise detalhada da situação é conveniente uma avaliação pela ANOVA (análise de variância) para determinar se existe diferença significativa estatisticamente entre as médias dos parâmetros nos pontos especificados. A Tabela 15 mostra os resultados da ANOVA. Na análise estatística o valor p não foi menor que 0,05 em nenhuma das análises, demonstrando assim que não houve diferença significativa entre as médias nos pontos 2, 3 e 4 do perfil longitudinal.

Tabela 15: Resultados da ANOVA para o perfil longitudinal (P2, P3 e P4).

Parâmetro	Estatística valor p			
	Fase 1	Fase 2	Fase 3	Geral
DBO ₅ Total	-	0,3709	0,9997	0,6000
DBO ₅ Solúvel	0,9396	0,8095	0,9635	0,8408
DQO Total	0,3868	0,7515	0,3172	0,4184
DQO Solúvel	0,2543	0,7984	0,5739	0,3829

Quando $p < 0,05$ significa que existe diferença significativa entre os pontos no perfil longitudinal.

5.1.2 Caracterização do Perfil longitudinal

O perfil longitudinal foi caracterizado através das análises de oxigênio dissolvido (OD), pH, transparência mediante disco de Secchi, sólidos suspensos (SS) e clorofila *a*. Os valores de pH não apresentaram nenhuma diferença nos valores avaliados no perfil longitudinal e em cada fase. Os valores de pH encontrados foram 8,8; 8,3 e 8,6 respectivamente para as fases 1, 2 e 3. Os demais parâmetros encontram-se na Tabela 16.

Tabela 16: Caracterização do perfil longitudinal.

Fase	Ponto	Descrição	SS (mg/L)	OD (mg/L)	Clorofila <i>a</i> (μ g/L)	Disco Secchi (cm)
Fase 1	P2	Média \pm DP	96,6 \pm 53,7	20,2 \pm 11,3	164,1 \pm 143,4	12,6 \pm 7,2
		Limites	30,0 a 190,0	1,3 a 35,6	31,0 a 368,5	4,0 a 25,0
	P3	Média \pm DP	85,0 \pm 54,5	17,3 \pm 9,8	154,1 \pm 137,2	12,9 \pm 6,4
		Limites	11,0 a 159,8	1,7 a 29,1	35,0 a 395,2	4,0 a 25,0
	P4	Média \pm DP	79,7 \pm 50,4	19,1 \pm 10,0	298,9 \pm 448,0	12,8 \pm 6,2
		Limites	27,0 a 194,0	2,6 a 32,0	37,0 a 1303,0	4,0 a 24,0
Fase 2	P2	Média \pm DP	110,2 \pm 39,4	2,3 \pm 3,7	732,5 \pm 512,6	8,9 \pm 2,7
		Limites	46,8 a 196,0	0,1 a 17,2	216,0 a 2055,9	5,0 a 17,0
	P3	Média \pm DP	106,9 \pm 43,9	2,3 \pm 3,8	752,1 \pm 600,9	8,9 \pm 2,8
		Limites	42,0 a 235,0	0,1 a 16,2	10,7 a 2675,3	5,0 a 18,0
	P4	Média \pm DP	105,0 \pm 46,7	1,7 \pm 3,0	744,9 \pm 639,1	8,8 \pm 2,8
		Limites	40,0 a 213,1	0,1 a 14,5	10,7 a 2525,8	5,0 a 18,0
Fase 3	P2	Média \pm DP	98,2 \pm 43,9	5,6 \pm 5,6	804,5 \pm 434,7	13,3 \pm 5,4
		Limites	46,0 a 217,5	0,4 a 14,9	24,0 a 1340,3	8,5 a 23,0
	P3	Média \pm DP	96,5 \pm 38,6	6,0 \pm 5,2	577,0 \pm 334,4	13,1 \pm 5,7
		Limites	44,0 a 161,0	0,3 a 15,5	37,4 a 1022,6	6,0 a 23,0
	P4	Média \pm DP	81,5 \pm 21,8	4,6 \pm 4,3	437,7 \pm 303,9	12,9 \pm 5,7
		Limites	42,3 a 122,0	0,2 a 11,8	25,0 a 1006,6	5,5 a 23,0

DP: Desvio padrão

Limites: mínimo e máximo

A fase 2 (TDH=20d), apresentou concentração de sólidos suspensos e clorofila *a* mais elevada que as demais fases. Apesar de na fase 2 a transparência mediante disco de Secchi ter apresentado menores profundidades e a concentração de OD ter apresentado valores baixos a performance do sistema foi levemente superior na fase 2 em relação as fases 1 e 3. Ressalta-se entretanto que o dimensionamento da lagoa facultativa com as

características operacionais da fase 2 necessita do dobro do TDH se comparado com as demais fases.

Na Figura 10 pode-se observar o desempenho dos parâmetros OD, SS, Disco de Secchi e Clorofila *a*. A concentração de sólidos em suspensão demonstrou valores discrepantes nos três os pontos, mas nenhum valor extremo. A concentração de Clorofila *a*, a transparência por disco de Secchi e o OD, além dos valores discrepantes, demonstraram também, valores extremos. Estes resultados ocorreram provavelmente por ser um sistema natural, aberto e instável, o qual apresenta interferência das condições climatológicas.

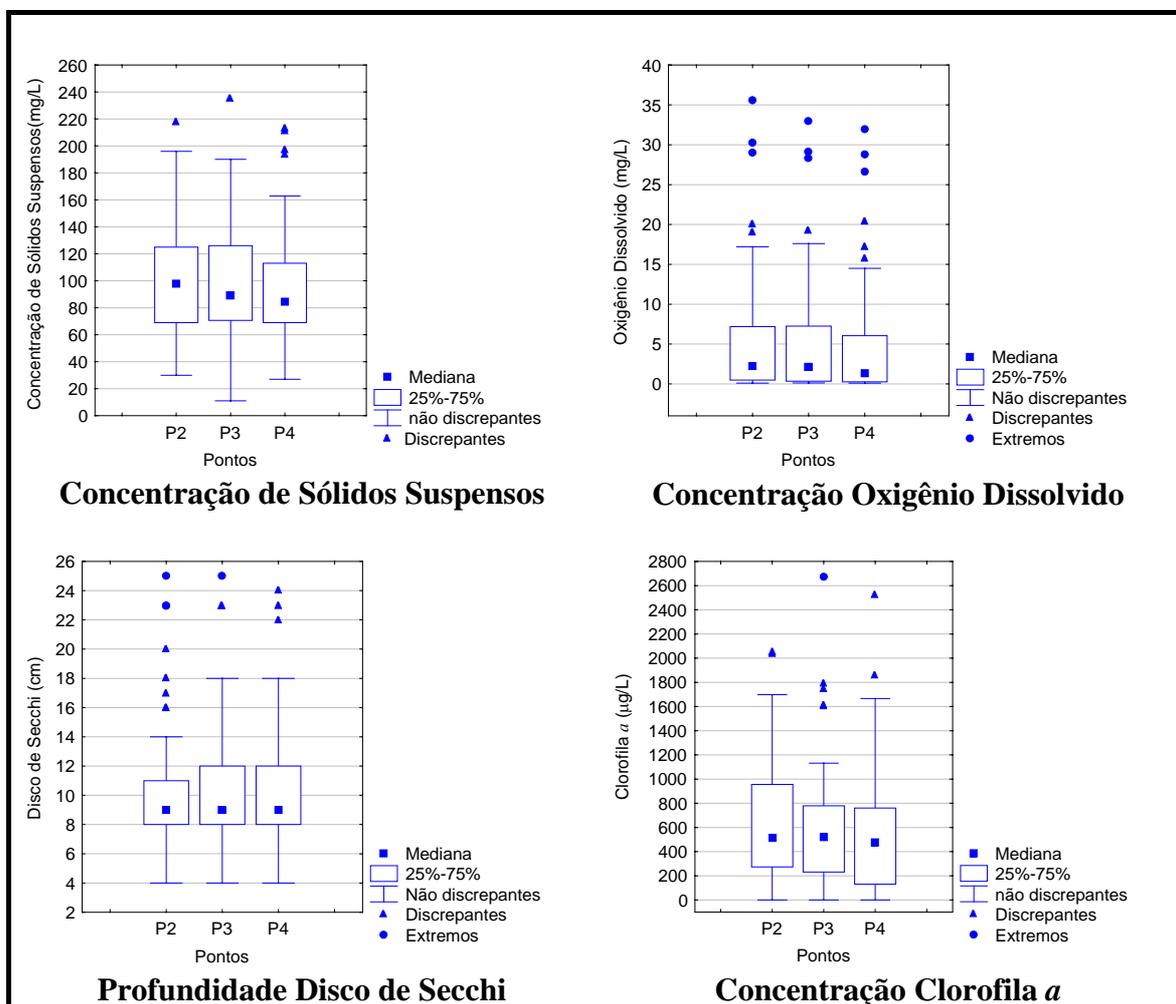


Figura10: Avaliação dos parâmetros que caracterizaram o perfil longitudinal (P2, P3 e P4) para as três fases operacionais (desenho esquemático).

Através da verificação da diferença entre as médias utilizando a ANOVA (Tabela 17), verificou-se que nenhum dos parâmetros apresentou diferença significativa estatisticamente das médias nos pontos especificados.

Tabela 17: Resultados da ANOVA caracterizando o perfil longitudinal (P2, P3 e P4).

Parâmetro	Estatística valor p			
	Fase 1	Fase 2	Fase 3	Geral
Sólidos Suspensos	0,8083	0,8985	0,4660	0,5265
OD	0,9728	0,7341	0,7870	0,8715
Disco de Secchi	0,9971	0,9754	0,9867	0,9840
Clorofila <i>a</i>	0,6188	0,9527	0,0565	0,8634

Quando $p < 0,05$ significa que existe diferença significativa entre os pontos no perfil longitudinal.

5.2 Coeficiente Cinético

O coeficiente cinético foi calculado conforme equações propostas na metodologia nas diferentes condições operacionais para as análises de DBO₅ e DQO, considerando a reação de primeira ordem e os fluxos de mistura completa e fluxo pistão (Tabela 18). Foram calculados os coeficientes cinéticos para os dois diferentes tipos de fluxo, devido ao fato das características geométricas da lagoa caracterizarem o fluxo pistão, entretanto, o comportamento hidráulico foi de um reator de mistura completa. O ideal seria utilizar traçadores para estudar o regime hidráulico de fluxo disperso.

Tabela 18: Coeficientes cinéticos médios nas fases em estudo para o parâmetro DBO₅.

Fase	TDH (d)	T (°C)	Coeficiente Cinético K_t (d ⁻¹)	
			Fluxo pistão	Mistura Completa
1	20	28,1	0,05	0,12
2	10	24,0	0,09	0,27
3	20	18,8	0,09	0,20

TDH: tempo de detenção hidráulico; T: temperatura.

Foi realizada uma comparação entre três diferentes lagoas facultativas com características semelhantes, sendo os coeficientes cinéticos calculados assumindo que a remoção de DBO₅ segue uma constante de primeira ordem e os tipos de fluxo pistão e mistura completa (Tabela 19).

Tabela 19: Comparação da performance das lagoas.

Autores	Carga		Carga Aplicada (kg DBO ₅ /ha.d)	Remoção de DBO (%)	Kt (d ⁻¹)			
	Área (m ²)	H Hidráulica (m)						
Koné (2002 apud KONÉ et al., 2004a)	24	0,5	3	6	130	52,0	0,12	0,18
Laouali (1996 apud KONÉ et al., 2004a)	24	1,6	1,5	25	200	45,0	0,02	0,03
Presente estudo-Fase 1	15	1,15	0,864	20	55,5	66,9	0,05	0,12
Presente estudo-Fase 2	15	1,15	1,728	10	153,3	62,5	0,09	0,27
Presente estudo-Fase 3	15	1,15	0,864	20	76,3	73,4	0,09	0,20

TDH: tempo de detenção hidráulica H: profundidade

Kt: coeficiente cinético para a Temperatura 20°C

*Fluxo pistão ** Mistura completa

Fazendo um estudo comparativo entre os resultados da Tabela 19, todas as fases do estudo apresentaram dados compatíveis com os relatados por Koné et al. (2004a). Von Sperling (2002) apresentou valores de 0,13 d⁻¹ para coeficiente cinético de fluxo pistão e 1,53 d⁻¹ para mistura completa na avaliação da DBO₅. Metcalf e Eddy (2003) destacaram valores de coeficiente cinético entre 0,5-0,8 d⁻¹ para lagoas com fluxo do tipo mistura completa.

O coeficiente cinético pode ser avaliado para o parâmetro DQO. Sendo este parâmetro de determinação analítica mais simples do que a DBO, é interessante apresentar dados para este parâmetro. A Tabela 20 apresenta as constantes cinéticas nas diferentes condições operacionais.

Tabela 20: Constantes cinéticas médias nas fases em estudo para o parâmetro DQO.

Fase	TDH (d)	T (°C)	Constante Cinética K _t (d ⁻¹)	
			Fluxo pistão	Mistura Completa
1	20	28,1	0,02	0,04
2	10	24,0	0,08	0,14
3	20	18,8	0,09	0,19

TDH: tempo de detenção hidráulico; T: temperatura.

Dalavéquia (2000), estudando lagoas de estabilização para tratamento de dejetos suínos avaliou o comportamento da DQO em 5 lagoas facultativas de mistura completa. As características das lagoas e os resultados das análises encontram-se na Tabela 21.

Tabela 21: Comportamento de diferentes lagoas facultativas e comparação com a unidade piloto.

Autores	Área (m ²)	H (m)	T (°C)	TDH (d)	Carga		Kt (d ⁻¹)	
					aplicada (kg DQO/ha.d)	Remoção (%)	FP*	MC**
Dalavéquia (2000)	1,0	0,48	17-31	24	232	25,0	-	0,014
Dalavéquia (2000)	1,0	0,4	18-32	20	289	22,0	-	0,014
Dalavéquia (2000)	1,0	0,3	18-32	15	225	9,0	-	0,006
Dalavéquia (2000)	1,0	0,3	17-31	15	265	13,0	-	0,01
Dalavéquia (2000)	1,0	0,3	17-31	15	230	20,0	-	0,016
Presente Estudo - Fase 1	15,0	1,15	28,1	20	190	53,0	0,02	0,04
Presente Estudo - Fase 2	15,0	1,15	24,0	10	304	59,7	0,08	0,14
Presente Estudo - Fase 3	15,0	1,15	18,8	20	139	72,7	0,09	0,19

TDH: tempo de detenção hidráulica H: profundidade T: temperatura

*Fluxo pistão

** Mistura completa

A comparação dos resultados apresentados na Tabela 21 demonstra divergência nos valores das constantes cinéticas, sendo o coeficiente cinético calculado na lagoa facultativa piloto maior em todas as fases. A eficiência apresentou melhores resultados na mesma. Entretanto, trata-se de resíduos líquidos de diferente origem.

5.3 Taxa de aplicação Superficial

Avaliou-se a taxa aplicada de DQO, DBO₅ e Amônia através de regressão linear simples para ajuste de uma equação linear adequada e significativa estatisticamente.

Análise de regressão é uma metodologia estatística que utiliza a “relação” entre duas ou mais variáveis quantitativas (ou qualitativas) de tal forma que uma variável pode ser predita a partir da outra ou outras. O caso mais simples de regressão é quando tem-se duas variáveis e a relação entre elas pode ser representada por uma linha reta – Regressão Linear Simples. Uma medida descritiva para determinar o grau de associação linear entre duas variáveis, é o coeficiente de determinação (r^2). O r^2 determina o quanto da variabilidade total dos dados é explicada pelo modelo de regressão. O r^2 apresenta a faixa de valores de 0 a 1, ou seja, quanto mais próximo de 1 o modelo é bem explicado e quanto mais próximo de 0 o modelo é pouco explicado (OGLIARI e ANDRADE, 2004).

5.3.1 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Para o parâmetro DQO verificou-se o relacionamento linear entre a taxa aplicada de DQO (kg DQO/ha.d) e a taxa removida de DQO (kg DQO/ha.d), utilizando o diagrama de dispersão em análise geral envolvendo todas as fases do estudo e diagramas individuais para as fases operacionais. Nos quatro diagramas de dispersão pode-se observar uma tendência linear dos dados, ou seja, quanto maior a taxa aplicada maior a taxa removida (Figura11). Entretanto, o ajuste linear e a discussão são diferenciados para cada diagrama.

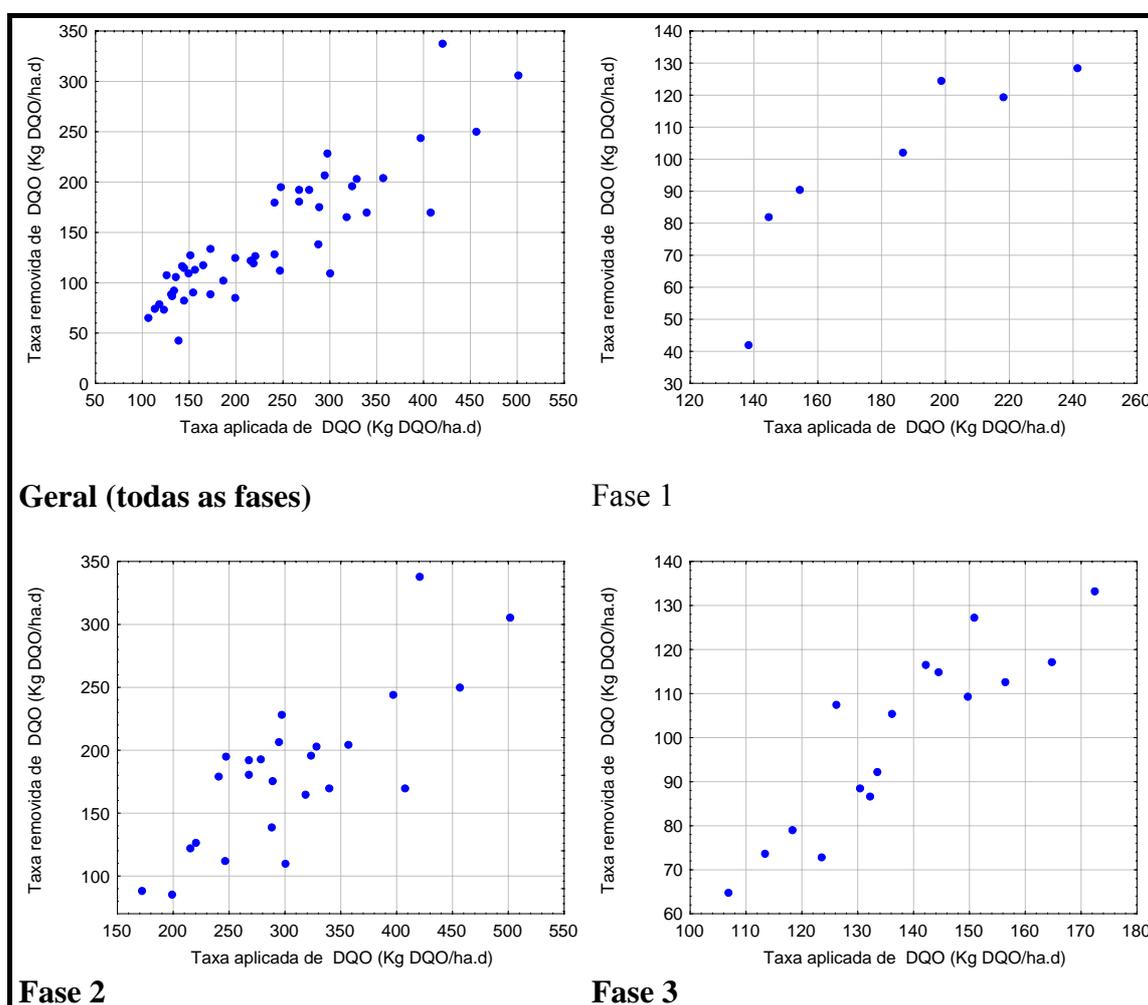


Figura 11: Diagrama de dispersão da taxa aplicada e removida de DQO e o relacionamento linear nas diferentes fases operacionais.

Em uma visão global (análise de todas as fases) o diagrama de dispersão apresentou uma tendência linear crescente. O $r^2=0,79$ indica que o modelo é explicado com um coeficiente de determinação de moderado a forte. O erro dos coeficiente encontram-se

entre parênteses na equação 5.1. Através do teste F para determinar se pelo menos 1 dos coeficientes é diferente de 0 (quando o valor $p < 0,05$ indica significância estatística), o teste apresentou valor $p = 0,00000$; ou seja, é significativo para pelo menos um dos coeficientes. Na análise da significância estatística dos coeficientes, o coeficiente angular deve ser significativo para validar a regressão. O coeficiente angular (0,5520) apresentou valor $p = 0,00000$, sendo significativo.

$$\hat{\text{taxa removida}} = 14,5752 + 0,5520 \text{ taxa aplicada} \quad (5.1)$$

(10,9656) (0,0434)

Em análise resumida da fase 1 pode-se destacar: a evidência de uma tendência linear no diagrama de dispersão; o $r^2 = 0,78$ indica que o modelo é explicado com um coeficiente de determinação de moderado a forte; o teste F apresentou valor $p = 0,00866$ (significativo); o coeficiente angular (0,6839) apresentou valor $p = 0,008657$ (significativo). Na equação 5.2 apresenta-se o modelo de regressão linear e entre parênteses o erro dos coeficientes.

$$\hat{\text{taxa removida}} = -26,9466 + 0,6839 \text{ taxa aplicada} \quad (5.2)$$

(30,5535) (0,1636)

Em análise resumida da fase 2 pode-se destacar: a evidência de uma tendência linear no diagrama de dispersão; o $r^2 = 0,63$ indica que o modelo é explicado com um coeficiente de determinação moderado; o teste F apresentou valor $p = 0,00000$ (significativo); o coeficiente angular (0,5972) apresentou valor $p = 0,000002$ (significativo). Na equação 5.3 apresenta-se o modelo de regressão linear e entre parênteses o erro dos coeficientes.

$$\hat{\text{taxa removida}} = -0,5259 + 0,5972 \text{ taxa aplicada} \quad (5.3)$$

(30,3570) (0,0956)

Em análise resumida da fase 3 pode-se destacar: a evidência de uma tendência linear no diagrama de dispersão; o $r^2 = 0,81$ indica que o modelo é explicado com um coeficiente de determinação de moderado a forte; o teste F apresentou valor $p = 0,00000$ (significativo); o coeficiente angular (1,0170) apresentou valor $p = 0,000002$ (significativo). Na equação 5.4 apresenta-se o modelo de regressão linear e entre parênteses o erro dos coeficientes.

$$\hat{\text{taxa removida}} = -39,9190 + 1,0170 \text{ taxa aplicada} \quad (5.4)$$

(18,4455) (0,1330)

A análise verificou que há regressão linear simples e significativa em todas as fases, um r^2 de moderado a forte explica o modelo. Destacando que as fases 1 e 3 apresentou um comportamento melhor entre a taxa aplicada e a removida se comparado com a fase 2 do estudo.

5.3.2 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

A taxa de aplicação superficial média foi de $114,1 \pm 57,6$ kgDBO₅/ha.d. Destacando-se os valores diferenciados nas três etapas da pesquisa, tem-se: $55,5 \pm 19,6$ kgDBO₅/ha.d; $153,3 \pm 53,23$ kgDBO₅/ha.d e $76,3 \pm 23,39$ kgDBO₅/ha.d, respectivamente para a primeira, segunda e terceira fase. Essas taxas encontram-se abaixo das faixas citadas em literatura (MARA et al., 1992; von SPERLING, 1996; PICOT et al., 2004) devido à alta remoção de DBO no tratamento primário e a manutenção dos TDH calculados.

A lagoa apresentou remoção média de 67% da DBO₅ remanescente da lagoa anaeróbia, e o sistema lagoa anaeróbia/facultativa removeu em média 81% de DBO₅. A concentração média de DBO₅ no efluente foi de 41,7 mg/L, sendo que em 76% do período, as amostras apresentaram DBO₅ abaixo de 60mg/L, atendendo as premissas legais para o lançamento de efluentes em corpos d'água (legislação de Santa Catarina, Decreto nº 14.250).

Para o parâmetro DBO₅ verificou-se o relacionamento linear entre a taxa aplicada de DBO₅ (kg DBO₅/ha.d) e a taxa removida de DBO₅ (kg DBO₅/ha.d), utilizando o diagrama de dispersão em análise geral envolvendo todas as fases do estudo e diagramas individuais para as fases operacionais 2 e 3. A fase 1 por falta de dados não foi analisada. Nos três diagramas de dispersão pode-se observar uma tendência linear (Figura 12).

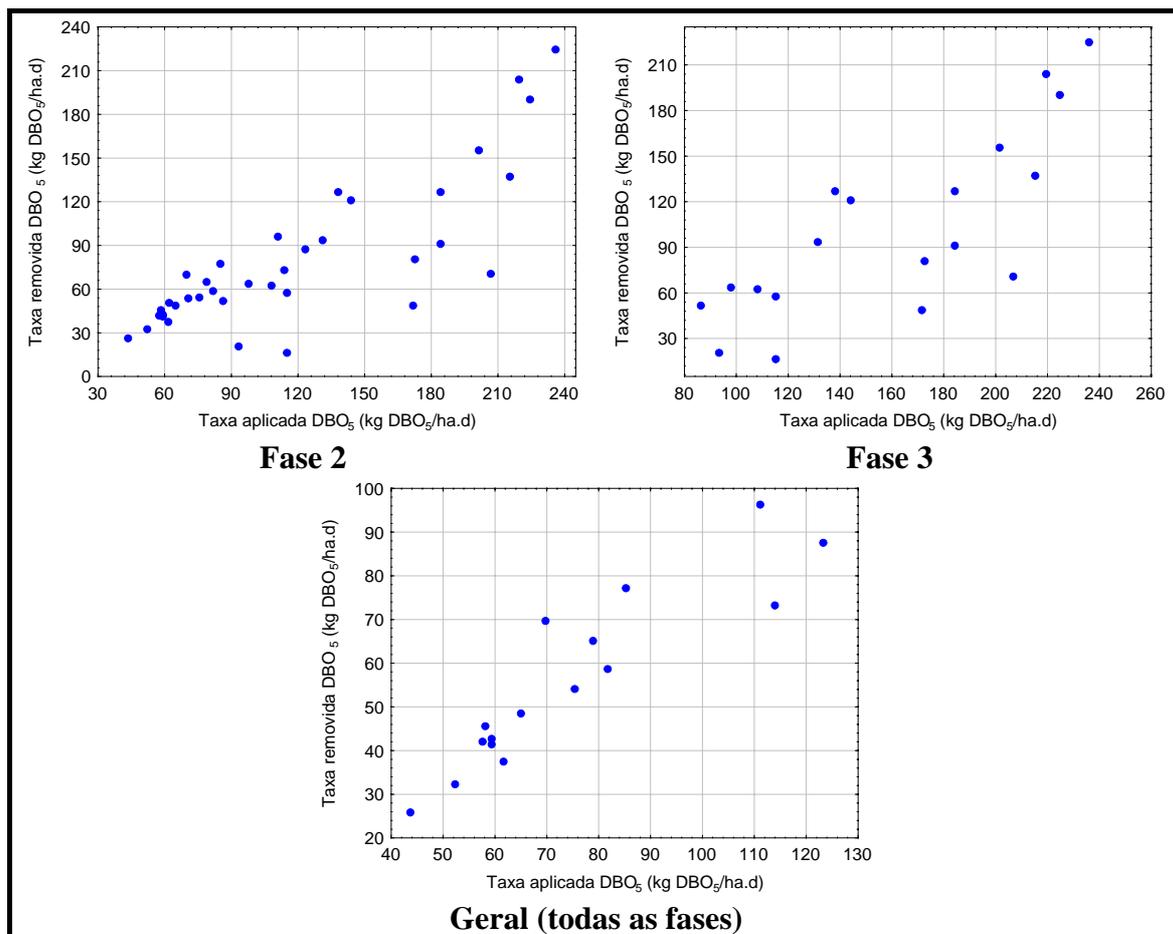


Figura 12: Diagrama de dispersão da taxa aplicada e removida de DBO₅ e o relacionamento linear nas diferentes fases operacionais.

Em análise resumida da fase 2 pode-se destacar: a evidência de uma tendência linear no diagrama de dispersão; o $r^2=0,62$ indica que o modelo é explicado com um coeficiente de determinação moderado; o teste F apresentou valor $p=0,00006$ (significativo); o coeficiente angular (0,9563) apresentou valor $p=0,000064$ (significativo). Na equação 5.5 apresenta-se o modelo de regressão linear e entre parênteses o erro dos coeficientes.

$$\hat{taxa\ removida} = - 51,1900 + 0,9563 taxa\ aplicada \quad (5.5)$$

(30,4471)
(0,1819)

Em análise resumida da fase 3 pode-se destacar: a evidência de uma tendência linear no diagrama de dispersão; o $r^2=0,83$ indica que o modelo é explicado com um coeficiente de determinação forte; o teste F apresentou valor $p=0,00000$ (significativo); o coeficiente angular (0,7930) apresentou valor $p=0,000001$ (significativo). Na equação 5.6 apresenta-se o modelo de regressão linear e entre parênteses o erro dos coeficientes.

$$\hat{\text{taxa removida}} = -3,2337 + 0,7930 \text{ taxa aplicada} \quad (5.6)$$

(7,4590) (0,0954)

Em avaliação geral de todas as fases pode-se destacar: a evidência de uma tendência linear no diagrama de dispersão; o $r^2=0,66$ indica que o modelo é explicado com um coeficiente de determinação moderado; o teste F apresentou valor $p=0,00000$ (significativo); o coeficiente angular (0,7064) apresentou valor $p=0,000000$ (significativo). Na equação 5.7 apresenta-se o modelo de regressão linear e entre parênteses o erro dos coeficientes.

$$\hat{\text{taxa removida}} = -4,0270 + 0,7064 \text{ taxa aplicada} \quad (5.7)$$

(11,1396) (0,0848)

A análise verificou que há regressão linear simples e significativa em todas as fases, exceto a fase 1 que não foi avaliada, e o r^2 determinado foi de moderado a forte explicando o modelo.

Alguns autores propõem equações para descrever o comportamento da remoção de DBO_5 . Entre eles pode-se destacar:

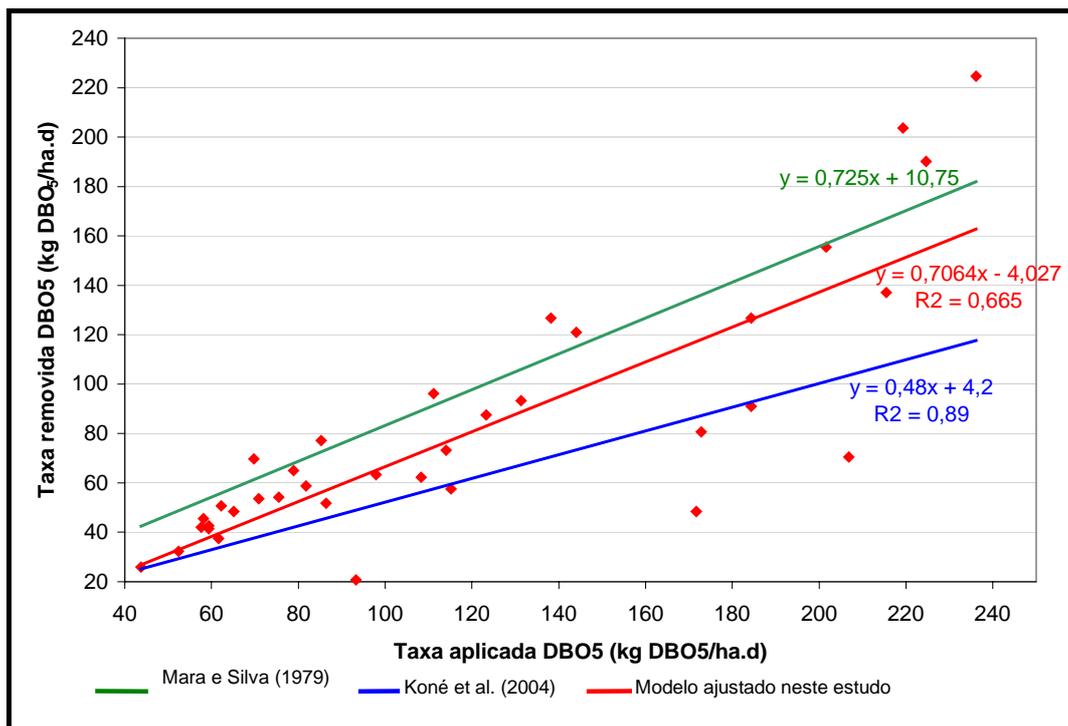
Koné et al.(2004a), analisando lagoas facultativas operando com TDH de 4 a 25 dias e com carga orgânica $<500\text{kg DBO}_5/\text{ha.d}$ encontrou a Equação 5.8 para determinar a taxa aplicada versus taxa removida de DBO_5 , $r^2=0,89$.

$$\hat{\text{taxa removida}} = 4,2 + 0,48 \text{ taxa aplicada} \quad (5.8)$$

Silva e Mara (1979) destacam na Equação 5.9 o grau de remoção da DBO_5 em lagoas facultativas em relação à carga aplicada. Foi utilizado o método empírico de McGarry e Pescod.

$$\hat{\text{taxa removida}} = 10,75 + 0,725 \text{ taxa aplicada} \quad (5.9)$$

O relacionamento linear entre a taxa aplicada e removida de DBO_5 , descritas nas Equações 5.7, 5.8 e 5.9 propostas por diferentes autores, estudando lagoas facultativas, encontra-se na Figura 13. Observa-se que o modelo ajustado pela equação 5.7 (presente estudo) apresenta uma boa relação se comparado com as retas da equação 5.8 e 5.9 (propostas na bibliografia).



Figural3: Relacionamento linear entre a taxa aplicada e removida de DBO₅, equações descritas por diferentes autores.

5.3.3 Amônia

Para o parâmetro amônia verificou-se o relacionamento linear entre a taxa aplicada de amônia (kg N/ha.d) e a taxa removida de amônia (kg N/ha.d), utilizando o diagrama de dispersão em análise geral envolvendo todas as fases do estudo e diagramas individuais para as fases operacionais. Nos três diagramas de dispersão pode-se observar uma tendência linear apenas na fase 3. Nas fases 1, 2 e geral os dados apresentaram-se dispersos. (Figura 14).

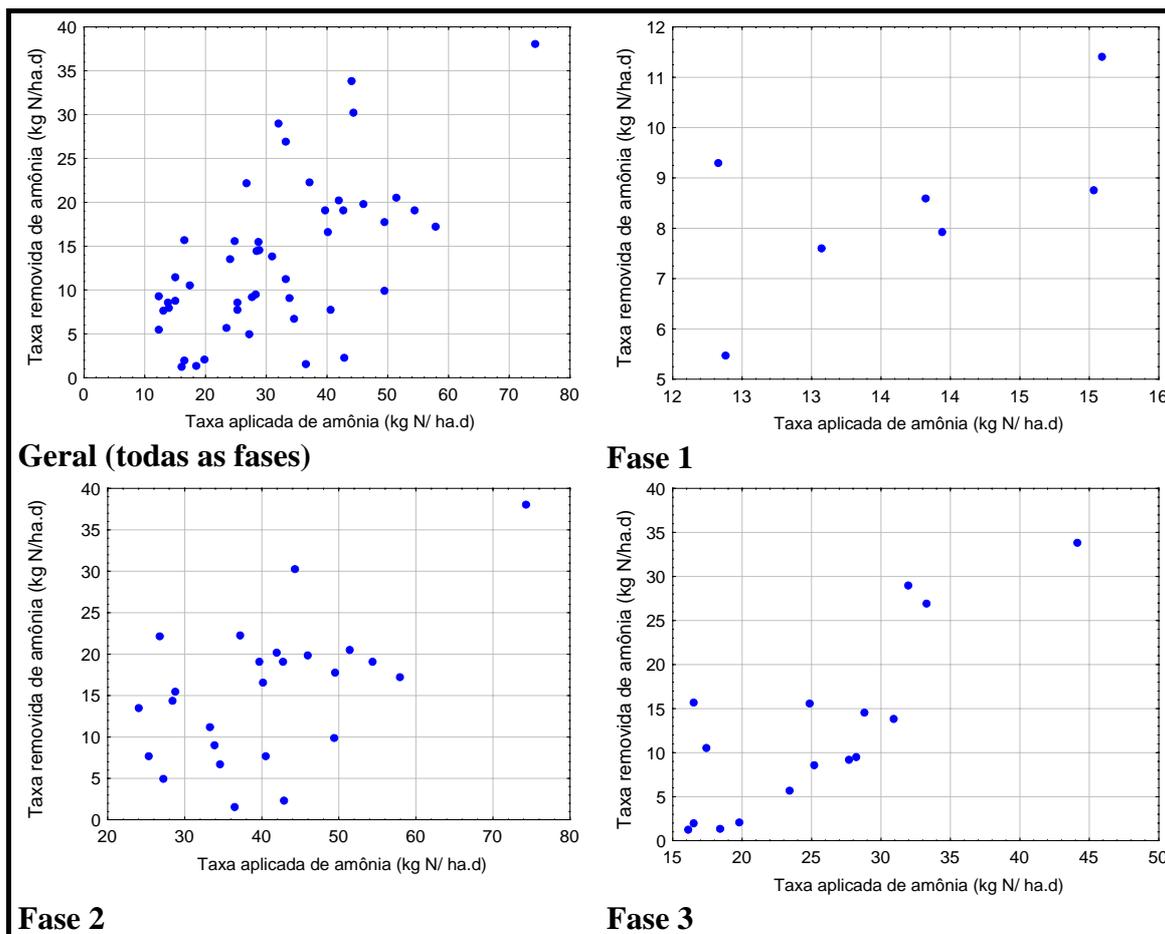


Figura 14: Diagrama de dispersão da taxa aplicada e removida de amônia e o relacionamento linear nas diferentes fases operacionais.

Em avaliação geral de todas as fases pode-se destacar: dados dispersos no diagrama; o $r^2=0,37$ indica que o modelo é explicado com um coeficiente de determinação fraco; o teste F apresentou valor $p=0,00000$ (significativo); o coeficiente angular (0,3792) apresentou valor $p=0,000005$ (significativo). Na equação 5.10 apresenta-se o modelo de regressão linear e entre parênteses o erro dos coeficientes.

$$\hat{taxa\ removida} = 1,4959 + 0,3792\ taxa\ aplicada \quad (5.10)$$

(0,3792) (0,0731)

Na fase1, os dados apresentaram-se dispersos e o teste F não foi significativo; desta maneira não apresentou regressão linear simples válida estatisticamente.

Em análise resumida da fase 2 pode-se destacar: dados dispersos; o $r^2=0,30$ indica que o modelo é explicado com um coeficiente de determinação fraco; o teste F apresentou valor $p=0,00447$ (significativo); o coeficiente angular (0,3952) apresentou valor

$p=0,004472$ (significativo). Na equação 5.11 apresenta-se o modelo de regressão linear e entre parênteses o erro dos coeficientes.

$$\hat{\text{taxa removida}} = -0,5312 + 0,3952 \text{ taxa aplicada} \quad (5.11)$$

(5,2728) (0,1254)

Em análise resumida da fase 3 pode-se destacar: a evidência de tendência linear no diagrama de dispersão; o $r^2=0,66$ indica que o modelo é explicado com um coeficiente de determinação moderado; o teste F apresentou valor $p=0,00012$ (significativo); o coeficiente angular (1,0568) apresentou valor $p=0,000119$ (significativo). Na equação 5.12 apresenta-se o modelo de regressão linear e entre parênteses o erro dos coeficientes.

$$\hat{\text{taxa removida}} = 14,2003 + 1,0568 \text{ taxa aplicada} \quad (5.12)$$

(5,2802) (0,2006)

A análise verificou que não ocorreu uma boa regressão linear simples. A fase 1 sequer apresentou regressão e nas demais fases o r^2 foi de fraco a moderado para explicar o modelo. Isto ocorreu provavelmente pela dispersão dos dados que devido às condições ambientais desfavoráveis que não favorecem à ciclagem de nutrientes.

5.4 Matriz de Correlação

A matriz de correlação foi utilizada para verificar em uma análise geral (não por fases) quais os parâmetros estavam correlacionados linearmente. Utilizou-se o coeficiente de Spearman para dados não-paramétricos.

A Tabela 22 apresenta as correlações entre os parâmetros. Correlações moderadas a fortes e negativas ($<-0,6$) foram verificadas para os parâmetros: temperatura e alcalinidade, amônia e temperatura, amônia e OD, nitrato e DQO solúvel, fosfato reativo e temperatura, sólidos totais e temperatura. Correlações moderadas a fortes e positivas ($>0,6$) foram verificadas para os parâmetros: pH e OD, fosfato reativo e alcalinidade total, sólidos totais e amônia, sólidos totais e fosfato reativo, clorofila *a* e sólidos suspensos.

Verificou-se a concentração efluente de amônia correlacionada inversamente com as concentrações de OD, pH e temperatura. A concentração de nitrato apresentou

correlação positiva com a concentração de OD. A concentração de fosfato mostrou-se relacionada positivamente com a alcalinidade e inversamente com a temperatura. Enfim, verificou-se a influência do pH, temperatura e OD nos processos de degradação/oxidação que ocorrem nas lagoas de estabilização.

Tabela 22: Matriz de correlação entre os parâmetros observados em uma visão geral.

	pH	alcal	T°	OD	DQOs	DBO _{5s}	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	ST	SS	cloro <i>a</i>
pH	1	-0,05	0,23	0,71	-0,09	-0,17	-0,58	0,45	0,53	-0,17	-0,24	-0,07	-0,06
alcal.		1	-0,63	-0,06	-0,18	-0,09	0,44	0,20	0,41	0,66	0,58	-0,41	-0,30
T°			1	0,46	0,56	0,03	-0,71	-0,19	-0,36	-0,73	-0,69	0,27	0,04
OD				1	0,01	-0,05	-0,67	0,43	0,71	-0,34	-0,36	-0,03	-0,13
DQOs					1	-0,17	-0,24	-0,25	-0,86	-0,43	-0,29	0,09	-0,15
DBO _{5s}						1	-0,01	0,07	0,29	0,11	0,04	-0,10	-0,04
NH ₄ ⁺							1	-0,16	-0,34	0,56	0,72	-0,07	0,04
NO ₂ ⁻								1	0,43	0,31	0,24	-0,19	-0,07
NO ₃ ⁻									1	0,25	0,36	-0,31	0,09
PO ₄ ³⁻										1	0,67	-0,37	-0,30
ST											1	-0,14	-0,06
SS												1	0,63
cloro <i>a</i>													1

Em azul: correlações moderadas a fortes, em vermelho: correlações fracas

5.5 Ciclagem de nutrientes

No processo de ciclagem de nutrientes foi abordado o comportamento das frações inorgânicas de nitrogênio e do fosfato reativo ao longo da experimentação (53 semanas) e por fases operacionais (3 fases), nos pontos: afluente (P1) e efluente (P4).

5.5.1 Frações inorgânicas de nitrogênio

As frações inorgânicas de nitrogênio avaliadas foram: amônia (NH₄⁺), nitrito (NO₂⁻) e nitrato (NO₃⁻). Sendo a amônia avaliada no afluente (P1) e no efluente (P4), entretanto o nitrito e nitrato apenas no efluente (P4), destacando que devido às condições ambientais o nitrito e nitrato encontram-se ausentes no afluente (P1). As concentrações afluentes da amônia foram maiores na fase 3 (em média 43,8 mg/L) e as concentrações efluentes foram menores na fase 1 (em médias 9,1 mg/L). A concentração máxima afluente encontrada foi 76,6 mg/L na fase 3 e na mesma fase a concentração efluente mínima 1,6 mg/L (Tabela 23).

Tabela 23: Estatística descritiva das frações inorgânicas do nitrogênio.

		Média ± Desvio Padrão		Faixa de variação
Amônia (mg/L)	afluente	1 fase	23,7 ± 2,0	21,4 a 26,2
		2 fase	35,1 ± 10,2	20,9 a 64,5
		3 fase	43,8 ± 13,3	28,0 a 76,6
	efluente	1 fase	9,1 ± 2,4	5,3 a 12,0
		2 fase	21,5 ± 8,6	4,0 a 35,4
		3 fase	22,2 ± 10,1	1,6 a 32,6
Nitrito (mg/L)	efluente	1 fase	0,9 ± 0,3	0,5 a 1,1
		2 fase	0,6 ± 0,4	0,1 a 1,6
		3 fase	2,8 ± 4,4	0,1 a 15,5
Nitrato (mg/L)	efluente	1 fase	0,0 ± 0,0	0,0 a 0,0
		2 fase	0,3 ± 0,5	0,0 a 0,9
		3 fase	1,1 ± 0,7	0,6 a 2,2

Os mecanismos de transformação da amônia em lagoas são, principalmente, a volatilização e incorporação pelas algas e em menor intensidade a oxidação/redução através do processo de nitrificação e desnitrificação. A transformação da amônia no sistema ocorreu em pequena intensidade devido ao processo biológico de nitrificação e desnitrificação. Provavelmente, a transformação ocorreu em maior intensidade devido aos processos de volatilização e incorporação pelas algas (não foi realizado nenhum ensaio para medir a volatilização, entretanto o pH permaneceu acima de 8 em 85,72 % das amostras o que favorece o processo da volatilização).

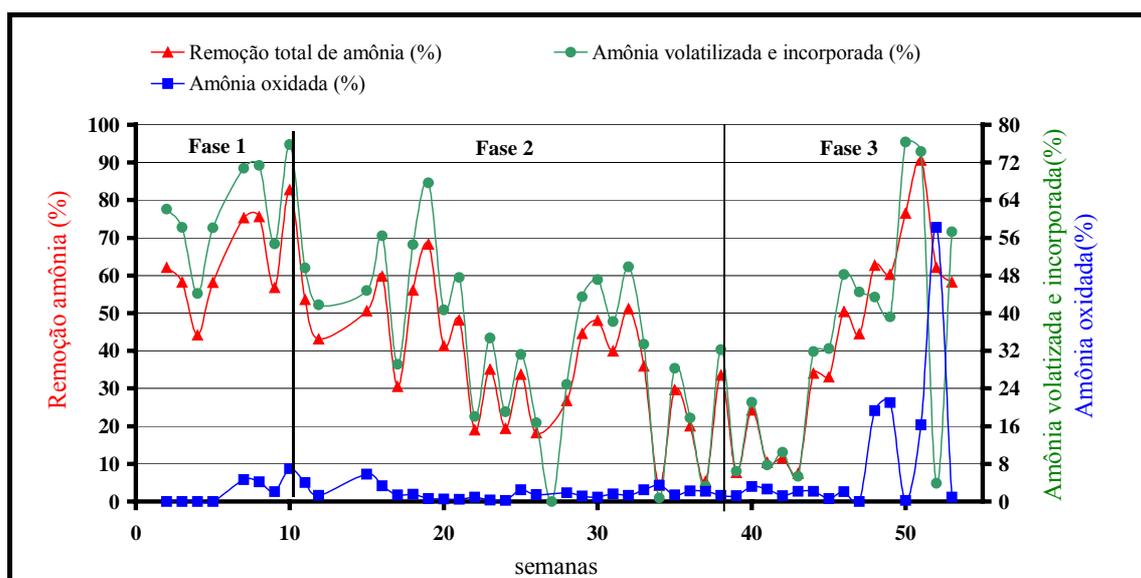


Figura 15: Principais mecanismos de remoção de amônia, entre estes amônia oxidada e amônia volatilizada e incorporada.

O comportamento dos mecanismos de transformação da amônia, percentual de remoção total de amônia, percentual de amônia oxidada pelos processos biológicos de nitrificação/desnitrificação e percentual de amônia volatilizada e incorporada encontram-se na Figura 15

A oxidação da amônia pelo processo da nitrificação/desnitrificação foi sutil ao longo do tempo, apenas depois da semana 46 o processo ocorreu com maior significância, apresentando uma nitrificação parcial chegando a fração de nitrogênio como nitrito. Os valores máximos foram de 15,5mg/L de nitrogênio como nitrito. As concentrações de nitrogênio como nitrato permaneceram próximas a zero em todo o tempo do estudo, como se observa na Figura 16.

A amônia oxidada pelo processo de nitrificação/desnitrificação apresentou eficiências baixas ao longo do tempo. A terceira fase apresentou-se mais significativa atingindo valores médios de 8,3%. A percentagem de amônia oxidada não foi significativa nas fases 1 e 2, com valores médios de 1,6 % e 2,1 % respectivamente. A maior proporção da remoção provavelmente ocorreu devido ao processo de volatilização e incorporação pelas algas, sendo: 59,9 %, 33,3% e 33,4 % respectivamente para as fases 1, 2 e 3. A Tabela 24 apresenta o comportamento da transformação da amônia no sistema.

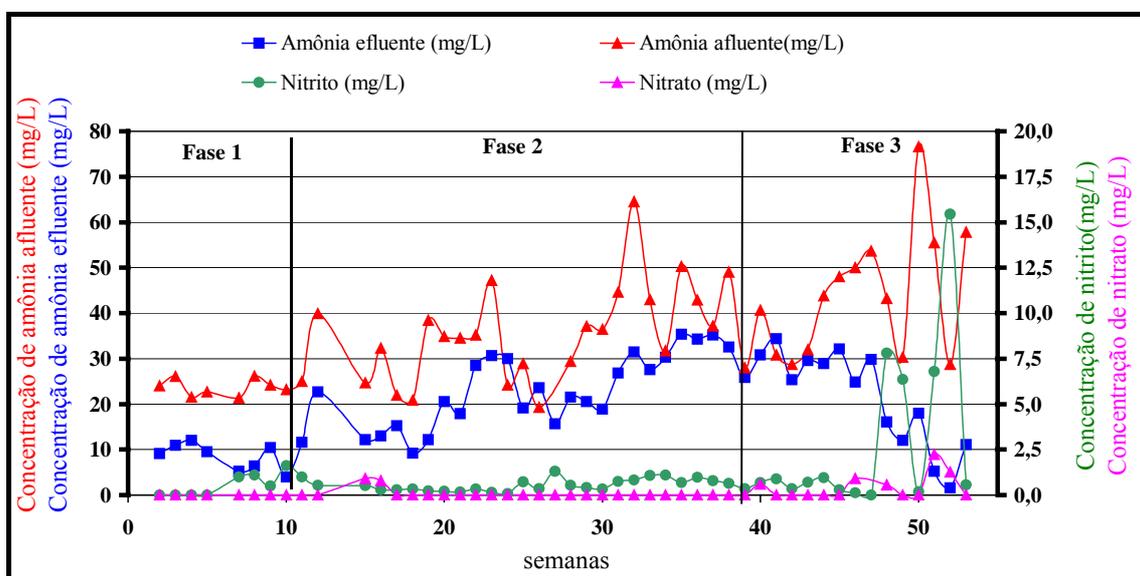


Figura 16: Comportamento da concentração de amônia afluente e efluente, concentração de nitrogênio como nitrito e nitrogênio como nitrato efluente ao longo do tempo e dividido em três fases operacionais.

Tabela 24: Transformação da amônia no sistema.

		Remoção total de amônia (%)	Amônia oxidada (%)	Amônia volatilizada e incorporada (%)
Fase 1	Média ± DP	61,5 ± 11,1	1,6 ± 2,1	59,9 ± 9,4
	Limites	44,2 a 75,6	0 a 4,7	44,2 a 71,4
Fase 2	Média ± DP	36,9 ± 18,4	2,1 ± 1,7	33,3 ± 18,7
	Limites	4,3 a 82,8	0,3 a 7,0	0 a 75,8
Fase 3	Média ± DP	41,7 ± 25,7	8,3 ± 15,1	33,4 ± 23,5
	Limites	7,5 a 90,6	0 a 58,2	3,9 a 76,3

DP: Desvio Padrão Limites: mínimo e máximo.

A remoção total da amônia envolvendo os diferentes mecanismos de transformação foi em média de 61,5 %, 36,9% e 41,7% respectivamente para a primeira, segunda e terceira fase (Tabela 24). A eficiência na transformação da amônia possui uma ampla faixa de valores citados em literatura podendo apresentar eficiências de 73 a 80% para lagoas localizadas no nordeste brasileiro (SOARES et al.,1996); 80 a 90 % de remoção por volatilização em lagoas para o tratamento de dejetos suínos (SHILTON, 1996); de 40 a 90% em lagoas de estabilização no Sul do Brasil estudados nos anos de 1999, 2000 e 2001 (BENTO et al., 2002).

A Figura 17 exemplifica o comportamento da fração nitrogenada (amônia) ao longo do tempo de experimentação e por fases operacionais, destacando as concentrações afluentes e efluentes e a eficiência da remoção em porcentagem.

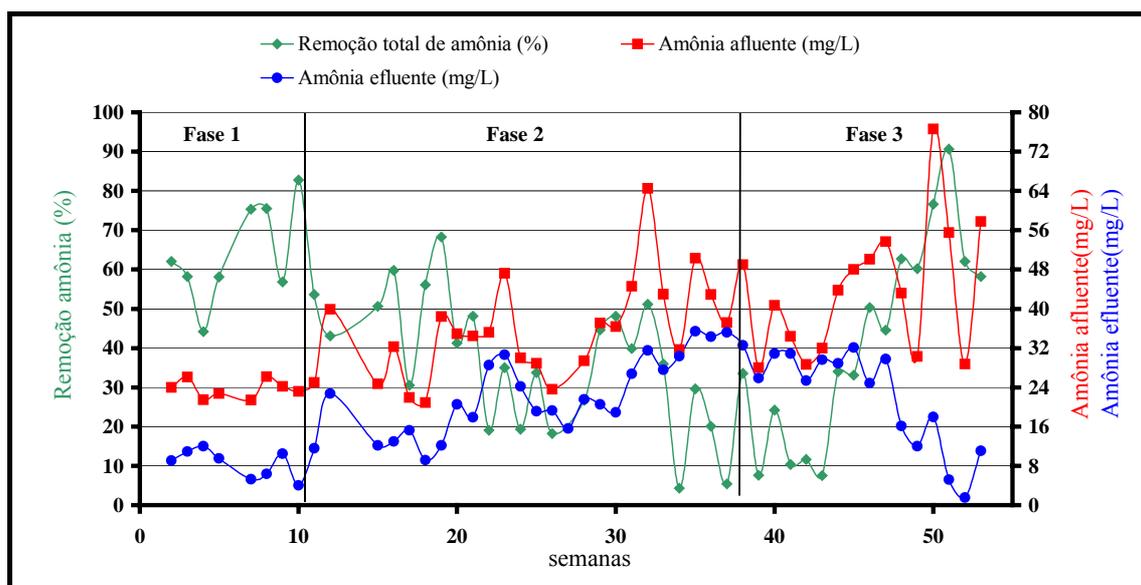


Figura 17: Concentração afluente e efluente de amônia e a porcentagem de remoção ao longo do experimento e subdividido em fases operacionais.

Para uma avaliação detalhada do que ocorreu na transformação da amônia, verificou-se qual a correlação entre os dados climatológicos, operacionais e a concentração de amônia efluente.

Através programa Statistic[®] aplicou-se o teste de “Shapiro-wilk” para verificar a normalidade dos dados. Os resultados (Tabela 25) apresentaram distribuição normal para os parâmetros temperatura do líquido, pH, alcalinidade e intensidade solar; entretanto, a concentração de amônia efluente e o oxigênio dissolvido (OD) não apresentaram distribuição normal. Desta forma, é aconselhável utilizar uma correlação para dados não-paramétricos (não normais). Optou-se por utilizar o coeficiente de Spearman para correlacionar os principais dados climatológicos e operacionais com a concentração de amônia efluente.

Tabela 25: Teste de Shapiro-wilk para normalidade dos dados aplicados a ciclagem de nutrientes.

Parâmetro	W	valor p
Temperatura do líquido	0,9632	0,13598
pH	0,9662	0,17028
Alcalinidade	0,9722	0,30795
Intensidade Solar	0,9549	0,05828
Clorofila <i>a</i>	0,8477	0,00002
OD	0,6793	0,00000
Amônia	0,9459	0,02522

Destacados em vermelho estão os dados com distribuição normal, ou seja, $p > 0,05$.

Correlacionando os parâmetros temperatura do líquido, pH, alcalinidade, intensidade solar, clorofila *a* e OD com a concentração de amônia efluente, verificou-se que existe correlação apenas para os parâmetros pH, temperatura do líquido e OD. A avaliação foi realizada por fases e geral. Os parâmetros intensidade solar, alcalinidade e clorofila *a*, no entanto, não apresentaram correlações significativas estatisticamente.

A correlação linear, inversa, de mediana a forte e significativa estatisticamente foi verificada nas fases 2, 3, e geral; resultante da análise da correlação de Spearman para os parâmetros temperatura do líquido e concentração de amônia efluente. A fase 1, apesar de apresentar uma correlação de fraca a mediana, não foi significativa. A Tabela 26 apresenta as correlações entre concentração de amônia efluente e temperatura do líquido.

Tabela 26: Correlação de Spearman entre a concentração de amônia efluente e temperatura do líquido.

	Dados validos	R - Spearmam	t (N-2)	p-level
Fase 1	7	-0,36	-0,85	0,431611
Fase 2	26	-0,70	-4,84	0,000062
Fase 3	15	-0,73	-3,90	0,001814
Geral (todas as fases)	48	-0,71	-6,81	0,000000

Marcados em vermelho estão as fases que obtiveram correlação significativa, isto ocorre quando $p < 0,05$.

A correlação de Spearman entre a concentração de amônia efluente e o pH apresentou-se de mediana a forte, inversa e significativa estatisticamente apenas para a fase 3. Na análise geral a correlação foi linear, inversa, mediana e significativa estatisticamente. A fase 1 apresentou as mesmas características da avaliação geral, porém sem significância e a fase 2 não apresentou um bom resultado. A Tabela 27 apresenta os dados resultantes da análise.

Tabela 27: Correlação de Spearman entre a concentração de amônia efluente e o pH.

	Dados validos	R - Spearmam	t (N-2)	p-level
Fase 1	7	-0,58	-1,58	0,175382
Fase 2	26	-0,36	-1,87	0,073238
Fase 3	16	-0,70	-3,62	0,002796
Geral (todas as fases)	49	-0,57	-4,78	0,000018

Destacados em vermelho estão as fases que obtiveram correlação significativa, isto ocorre quando $p < 0,05$.

A correlação de Spearman entre concentração de amônia efluente e a concentração de OD apresentou-se de mediana a forte, inversa e significativa estatisticamente para as fases 3 e geral. Para as fases 2 apresentou-se mediana, inversa e significativa. Entretanto a fase 1 não apresentou um bom resultado. A Tabela 28 apresenta as correlações entre a concentração de amônia efluente e o OD.

Tabela 28: Correlação de Spearman entre a concentração de amônia efluente e o OD.

	Dados validos	R - Spearmam	t (N-2)	p-level
Fase 1	7	-0,29	-0,67	0,534509
Fase 2	26	-0,50	-2,83	0,009224
Fase 3	15	-0,71	-3,64	0,002979
Geral (todas as fases)	48	-0,68	-6,32	0,000000

Destacados em vermelho estão os resultados significativos estatisticamente, ou seja, quando $p < 0,05$.

A transformação da amônia ocorreu provavelmente em maior intensidade pelo processo de volatilização e assimilação pelas algas e em proporções pouco representativas pelo processo de nitrificação/desnitrificação. O processo de transformação da amônia foi influenciado inversamente pela temperatura do líquido, pelo pH e pela concentração de oxigênio dissolvido, ou seja, quanto maior a temperatura, pH e OD menor será a concentração efluente de amônia. As percentagens de remoção foram em média 61,5 %, 36,9% e 41,7% respectivamente para a primeira, segunda e terceira fase.

5.5.2 Fosfato Reativo

A concentração de fosfato reativo foi avaliada em dois pontos, um afluente e outro efluente à lagoa facultativa. A eficiência do sistema apresentou uma faixa ampla de valores variando de 0 a 89,2% de eficiência na ciclagem do fosfato. As percentagens médias de remoção foram de 25,8%, 59,7% e 71,1% respectivamente para as fases 1, 2 e 3. As concentrações efluentes médias foram de 1,0 mg/L, 2,1 mg/L e 3,2 mg/L respectivamente para as fases 1, 2 e 3 (Tabela 29). Segundo von Sperling (1995b), em lagoas facultativas e aeradas a eficiência varia de 20 a 60%.

Tabela 29: Concentrações afluente e efluente do fosfato reativo e eficiências de remoção.

		Remoção Fosfato reativo(%)	Concentração Afluente (mg/L)	Concentração Efluente(mg/L)
Fase 1	Média ± DP	25,8 ± 10,8	1,3 ± 0,3	1,0 ± 0,1
	Limites	18,2 a 33,3	1,1 a 1,5	0,9 a 1,0
Fase 2	Média ± DP	59,7 ± 20,1	5,8 ± 3,3	2,1 ± 1,5
	Limites	0 a 85,2	0,9 a 11,5	0,6 a 5,9
Fase 3	Média ± DP	71,1 ± 16,5	10,8 ± 1,4	3,2 ± 2,2
	Limites	27,4 a 89,2	8 a 13,5	1,0 a 9,8

DP: Desvio Padrão Limites: mínimo e máximo.

A avaliação do fosfato reativo ao longo do estudo e dividido por fases operacionais encontra-se exemplificado na Figura 18.

Os principais mecanismos de remoção do fósforo em lagoas de estabilização são a assimilação algal e a precipitação de fosfatos em condições de elevado pH. Através do teste de “Shapiro-wilk” (Tabela 30), a temperatura do líquido, pH e a alcalinidade apresentaram distribuição normal, entretanto, a concentração de fosfato reativo efluente

não. Desta maneira utilizou-se o coeficiente de Spearman para correlacionar os parâmetros.

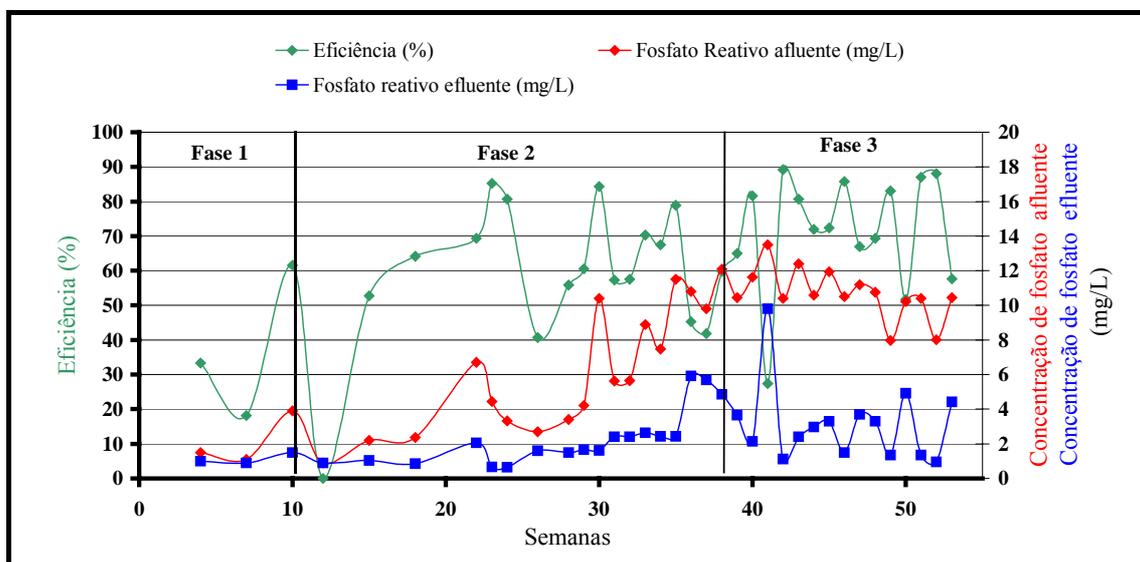


Figura 18: Concentrações do fosfato reativo (afluente e efluente) e eficiência.

Tabela 30: Teste de Shapiro-wilk para normalidade dos dados.

Parâmetro	W	valor p
Temperatura do líquido	0,9632	0,13598
pH	0,9662	0,17028
Alcalinidade	0,9722	0,30795
Fosfato reativo efluente	0,81274	0,00000

Destacados em vermelho estão os dados com distribuição normal, ou seja, $p > 0,05$.

Correlacionando os parâmetros temperatura do líquido, pH, alcalinidade, com a concentração de fosfato reativo efluente, verificou-se que existe uma correlação mediana, positiva e significativa estatisticamente apenas para o parâmetro alcalinidade nas fases 2 e geral, sendo que na fase 1 a correlação foi positiva, forte e significativa estatisticamente e na fase 3 a correlação não foi boa (Tabela 31).

Tabela 31: Coeficiente de Spearman entre concentração de fosfato reativo efluente e alcalinidade.

	Dados validos	R - Spearman	t (N-2)	p-level
Fase 1	7	0,89	4,43	0,006807
Fase 2	25	0,50	2,78	0,010641
Fase 3	16	0,45	1,90	0,077606
Geral (todas as fases)	48	0,65	5,75	0,000001

Destacados em vermelho estão os dados com distribuição normal, ou seja, $p > 0,05$.

Apesar do pH não ter apresentado uma correlação linear com a concentração de fosfato reativo, este apresentou valores acima de 8 em 85,72 % das amostras e atingiu valores acima de 9 em 12,24% das amostras. Isto é um fator bastante importante, visto que a precipitação de fosfatos ocorre sempre em valores de elevado pH, acima de 8 (MARA et al, 1992, van HAANDEL e LETTINGA, 1994; NURDOGAN e OSWALD, 1995).

A remoção de fosfatos provavelmente ocorreu pela precipitação devido ao elevado valor do pH na grande maioria das amostras. A fase 3 obteve uma ótima eficiência média (71,1%), com TDH de 20 dias e apresentou as maiores concentrações de fosfato afluente. Existe uma correlação moderada entre a concentração efluente de fosfato reativo e a alcalinidade total.

5.6 Indicadores bacteriológicos

Na análise da eficiência (porcentagem), a fase 1 do sistema mostrou-se mais eficiente tanto em termos de remoção de Coliformes totais quanto de *E. coli*, sendo as eficiências de remoção média acima de 94,9% em todas as fases para Coliformes Totais, atingindo até 99,8%. Remoção média acima de 93,5% para todas as fases para o indicador *E. coli*, atingindo até 99,7%. A eficiência avaliada em termos de unidade logarítmica foi bastante significativa na fase 1, onde atingiu até 2,6 log para os dois indicadores. Nas fases 2 e 3 respectivamente a eficiência foi menor cerca de 1,7 e 1,3 log para Coliformes Totais; 1,4 e 1,2 log para *E. coli*. Os resultados em termos de porcentagem e unidades logarítmicas encontram-se na Tabela 32.

Picot et al. (2004) obtiveram eficiências em torno de 1,62 log no verão e 1,19 log no inverno, na avaliação de 4 lagoas facultativas em série aeradas e com recirculação e tendo como indicador microbiológico a *E. coli* e TDH=25 dias. Von Sperling et al. (2004), efetuou estudos de uma lagoa facultativa (TDH=20,9 d; H=2m; T_{líquido}= 23°C), em Itabira – MG, tratando esgoto proveniente de um UASB, resultando em eficiência de 99,89% e 2,95 unidades logarítmicas para o indicador *E. coli*, destacando a concentração afluente e efluente, respectivamente $1,77 \times 10^7$ e $1,98 \times 10^4$.

A Tabela 33 demonstra a análise descritiva dos indicadores bacteriológicos Coliformes Totais e *E. coli*, valores máximo, médio e mínimo para as três fases do estudo.

Tabela 32: Avaliação da eficiência na remoção de patógenos em termos de porcentagem e unidades logarítmicas.

	Coliformes Totais			<i>Escherichia coli</i>		
	1 fase	2 fase	3 fase	1 fase	2 fase	3 fase
Eficiência (%)	99,8	98,2	94,9	99,7	96,2	93,5
Remoção (log)	2,6	1,7	1,3	2,6	1,4	1,2

Tabela 33: Valores máximo, médio e mínimo de Coliformes Totais e *E.coli* nas três fases do estudo.

		Média ± Desvio Padrão		Limites (mínimo-máximo)	
Coliformes Totais (NMP/100ml)	afluente	1 fase	1,6E+07±8,8E+06	4,9E+06-2,4E+07	
		2 fase	8,3E+06±6,9E+06	2,6E+06-2,4E+07	
		3 fase	6,4E+06±2,9E+06	2,8E+06-9,2E+06	
	Efluente	1 fase	3,7E+04±3,2E+04	2,0E+04-1,1E+05	
		2 fase	1,5E+05±1,2E+04	1,7E+04-2,4E+05	
		3 fase	3,3E+05±3,5E+05	8,9E+04-7,3E+05	
<i>Escherichia coli</i> (NMP/100ml)	afluente	1 fase	4,8E+06±4,9E+06	6,6E+05-1,3E+07	
		2 fase	2,2E+06±2,0E+06	7,5E+05-5,8E+06	
		3 fase	1,6E+06±4,1E+05	1,0E+06-2,0E+06	
	Efluente	1 fase	1,3E+04±1,2E+04	5,2E+02-2,4E+04	
		2 fase	8,5E+04±8,3E+04	7,7E+02-2,0E+05	
		3 fase	1,0E+05±8,9E+04	2,4E+04-2,0E+05	

O perfil temporal do comportamento dos indicadores bacteriológicos Coliformes Totais e *E. Coli*, bem como a média, e a média ± desvio padrão encontram-se na Figura 19.

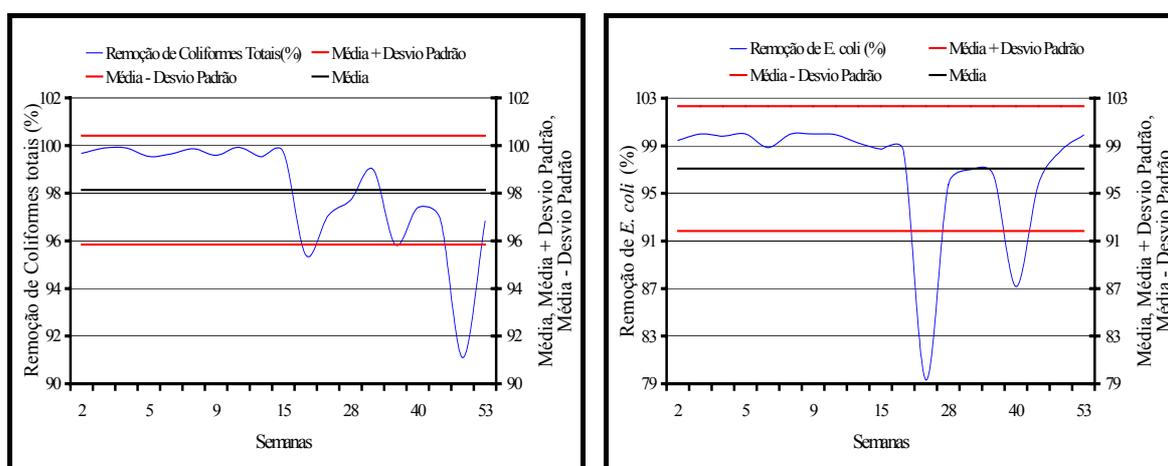


Figura 19: Perfil temporal do comportamento dos indicadores bacteriológicos Coliformes Totais e *E. Coli*.

Através do programa Statistic[®] aplicou-se o teste de “Shapiro-wilk” para verificar a normalidade dos dados (sendo que $p > 0,05$ indica dados com distribuição normal). O resultado (Tabela 34) apresentou distribuição normal para os parâmetros temperatura do líquido, pH, alcalinidade e intensidade solar. Entretanto, o parâmetro *E. coli* e o oxigênio dissolvido (OD) não apresentaram distribuição normal. Desta forma, é aconselhável utilizar uma correlação para dados não-paramétricos (não normais), optou-se por utilizar o coeficiente de Spearman para correlacionar os principais mecanismos de desinfecção em lagoas facultativas com o indicador bacteriológico *E. coli*.

Tabela 34: Teste de Shapiro-wilk para normalidade dos dados

Parâmetro	W	valor p
Temperatura do líquido	0,9632	0,13598
PH	0,9662	0,17028
Alcalinidade	0,9722	0,30795
Intensidade Solar	0,9549	0,05828
OD	0,6793	0,00000
<i>E.coli</i>	0,7310	0,00013

Destacados em vermelho estão os dados com distribuição normal, ou seja, $p > 0,05$.

Correlacionando os parâmetros temperatura do líquido, pH, alcalinidade, intensidade solar e OD com o indicador *E. coli*, verificou-se que existe correlação apenas para os parâmetros pH, temperatura do líquido e OD. A avaliação foi realizada por fases e geral. Os parâmetros intensidade solar e alcalinidade, no entanto, não apresentaram correlações significativas estatisticamente.

A correlação linear, inversa, forte e significativa estatisticamente foi verificada nas fases 1, 2, e geral, resultante da análise da correlação de Spearman para os parâmetros pH e o indicador *E. coli*. A fase 3, apesar de apresentar uma correlação forte, não foi estatisticamente significativa, provavelmente pela quantidade de dados disponíveis à análise. A Tabela 35 apresenta os resultados.

Tabela 35: Correlação de Spearman entre *E. coli* e temperatura do líquido.

	Dados validos	R - Spearmam	t (N-2)	p-level
Fase 1	7	-0,84	-3,41	0,01897
Fase 2	8	-0,84	-3,77	0,00932
Fase 3	4	-0,80	-1,89	0,20000
Geral (todas as fases)	19	-0,79	-5,31	0,00006

Marcados em vermelho estão as correlações significativas, isto ocorre quando $p < 0,05$.

A correlação de Spearman entre o indicador *E. coli* e o parâmetro pH apresentou-se de mediana a forte, inversa e significativa estatisticamente para as fases 2 e geral. Entretanto, não apresentou correlação para a fase 1. A fase 3 provavelmente pela quantidade reduzida de dados não apresentou correlação (Tabela 36).

Tabela 36: Correlação de Spearman entre os parâmetros *E. coli* e pH.

	Dados validos	R - Spearmam	t (N-2)	p-level
Fase 1	7	-0,06	-0,12	0,90669
Fase 2	8	-0,76	-2,84	0,02945
Fase 3	4			
Geral (todas as fases)	19	-0,60	-3,12	0,00630

Destacados em vermelho estão as correlações significativas, isto ocorre quando $p < 0,05$.

A correlação de Spearman entre o indicador *E. coli* e o parâmetro OD apresentou-se de mediana a forte, inversa e significativa estatisticamente para as fases 2 e geral. Entretanto, apresentou correlação fraca na fase 1 e na fase 3 não foi significativa estatisticamente, provavelmente pela quantidade reduzida de dados disponíveis à análise (Tabela 37).

Tabela 37: Correlação de Spearman entre os parâmetros *E. coli* e OD

	Dados validos	R - Spearmam	t (N-2)	p-level
Fase 1	7	-0,40	-0,98	0,37385
Fase 2	8	-0,81	-3,44	0,01384
Fase 3	4	-0,80	-1,89	0,20000
Geral (todas as fases)	19	-0,71	-4,15	0,00067

Destacados em vermelho estão as correlações significativas, isto ocorre quando $p < 0,05$.

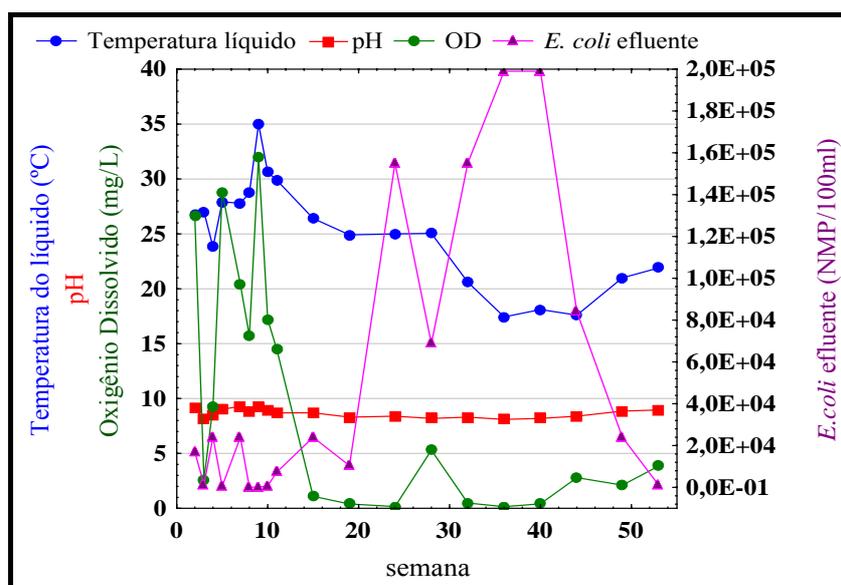


Figura 20: Gráfico pH, OD, temperatura do líquido e *E. coli* ao longo do estudo.

A remoção de organismos patogênicos provavelmente ocorreu na lagoa facultativa em estudo, devido aos altos valores de pH, oxigênio dissolvido e da elevada temperatura do líquido. De acordo com a Figura 20, a remoção de organismos patogênicos identificados através do parâmetro *E. Coli* ocorreu quando a temperatura do líquido e o OD apresentaram altas concentrações e vice-versa. Concordando em partes com Mara et al. (1992) e Maynard et al. (1999), que destacam além destes fatores, mais alguns mecanismos interferentes no processo como: intensidade da radiação solar, predação dos microorganismos, entre outros.

5.7 Comunidade planctônica

A comunidade planctônica avaliada qualitativamente e ao longo do tempo apresentou predominância de espécies de Euglenófitos (Euglenophyta) e algas verdes (Clorophyta), tanto em abundância de espécies quanto em densidade. As espécies de Euglenófitos em especial a família das Euglenaceae apresentam coloração verde (clorofila *a*, *b*) e destacam-se por apresentarem alto grau de heterotrofia, vivendo em águas ricas em matéria orgânica (ESTEVES, 1998). As algas verdes (Clorophyta) denotam um bom funcionamento do sistema e estão sempre associadas ao pH elevado e a um meio líquido balanceado em nutrientes (UEHARA e VIDAL, 1989).

A Tabela 38 apresenta os meses em estudo, as fases estudadas, a frequência e a abundância dos microrganismos. Destacando-se as espécies *Euglena* spp, *Phacus* spp, *Chlamydomonas* spp, *Chlorella* spp. Cabe ressaltar aqui, que os gêneros típicos que conferem a cor verde e geralmente indicam uma boa condição são: *Chlamydomona*, *Euglena* e *Chlorella*, sendo que os dois primeiros gêneros tendem a ser dominantes nos períodos mais frios. Já as *Euglenas* têm grande facilidade de adaptação a diferentes condições climáticas (JORDÃO e PESSOA, 1995).

Tabela 38: Densidade e presença de microrganismos verificados nas amostras do plâncton da lagoa facultativa durante os meses de estudo.

LAGOA FACULTATIVA				
Mês/ano	Fase	Frequentes	Numerosos	Presença
out/03	Fase 1	Euglenophyta NI	Euglenophyta NI <i>Chlorella</i> spp	Euglenophyta NI
nov/03	Fase 1		Euglenophyta NI <i>Chlorella</i> spp	<i>Chlorella</i> spp
dez/03	Fase 1-2		<i>Chloococales</i> <i>Chlorococales</i> NI <i>Euglena</i> spp ovo de rotífero	Bacillarophyta NI <i>Chlamydomonas</i> spp <i>Merismopedia</i> <i>Euglena</i> spp
jan/04	Fase 2	<i>Chlamydomonas</i> spp <i>Eucapisis</i>	<i>Chlamydomonas</i> spp <i>Merismopedia</i>	<i>Euglena</i> spp Oscillatoriales NI
fev/04	Fase 2		<i>Phacus</i> spp <i>Euglena</i> spp <i>Leptocinclis</i> spp <i>Chromonas</i> cf Oscillatoriales NI	<i>Euglena</i> spp Oscillatoriales NI
mar/04	Fase 2	Clorophyta NI	<i>Phacus</i> spp <i>Leptocinclis</i> sp <i>Euglena</i> spp	<i>Chlamydomonas</i> spp <i>Euglena</i> spp <i>Leptocinclis</i> sp <i>Phacus</i> spp
abr/04	Fase 2	<i>Phacus</i> spp	<i>Chlorella</i> spp <i>Phacus</i> spp Euglenophyta NI <i>Euglena</i> spp <i>Leptocinclis</i> sp	<i>Euglena</i> spp Euglenophyta NI <i>Phacus</i> spp Protozoário NI clorofilado NI
mai/04	Fase 2	Oscillatoriales NI	<i>Chlorella</i> spp <i>Euglena</i> spp <i>Phacus</i> spp	<i>Euglena</i> spp <i>Phacus</i> spp <i>Chlorella</i> spp
jun/04	Fase 2-3		<i>Phacus</i> spp <i>Euglena</i> spp	<i>Euglena</i> spp Clorophyta NI <i>Navicula</i> spp <i>Phacus</i> spp
jul/04	Fase 3	<i>Leptocinclis</i> sp	<i>Leptocinclis</i> sp <i>Chlamydomonas</i> spp <i>Chlorella</i> spp Clorophyta NI <i>Euglena</i> spp	<i>Leptocinclis</i> sp <i>Chlamydomonas</i> spp <i>Chlorella</i> spp <i>Euglena</i> spp
ago/04	Fase 3	<i>Phacus</i> spp <i>Chlamydomonas</i> spp	Ciliata CLN <i>Euglena</i> spp <i>Chlorella</i> spp Bacillarophyta NI <i>Leptocinclis</i> sp <i>Phacus</i> spp Euglenophyta NI <i>Chlorococales</i> NI	<i>Euglena</i> spp <i>Phacus</i> spp <i>Navicula</i> spp Ciliata CLN
set/04	Fase 3	<i>Chlamydomonas</i> spp <i>Navicula</i> spp Dinoflagelado NI	<i>Chlorella</i> spp <i>Euglena</i> spp	<i>Chlorella</i> spp
out/04	Fase 3		Dinoflagelado NI <i>Chlorella</i> spp <i>Euglena</i> spp Euglenophyta NI Clorophyta NI	*

Convenções utilizadas: Frequentes: organismos presentes em densidade média, classificados na categoria 3; Numerosos: organismos presentes em maiores densidades, classificados na categoria 4; Presença: presente em mais que 50% das amostras do mês; NI = gênero não identificado; CLN = Ciliado livre natante; * ocorreu uma única análise no mês de outubro de 2004, sendo desnecessário a presença.

A frequência da microbiota da comunidade planctônica ao longo do período em estudo é mostrada na Figura 21, sendo as espécies de Euglenophyta as mais frequentes (73,3%) seguidas pelas espécies de Clorophyta (68,9%). Em menor frequência verificou-se as Cianobactérias (44,4%), os protozoários não clorofilados (26,7%) e as Crysophyta-Bacillariophyceae (28,9%). Frequências significativamente baixas foram observadas para Crysophyta e Dinophyta.

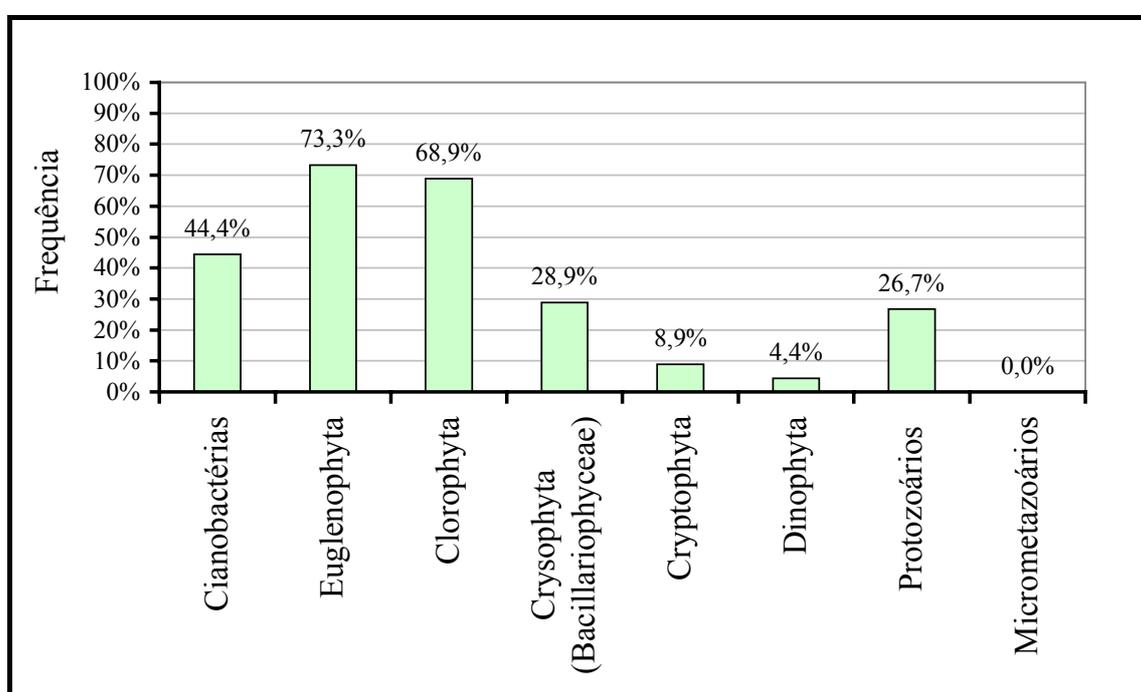


Figura 21: Frequência média dos microrganismos encontrados em suspensão no efluente final da lagoa facultativa.

No presente estudo, dentre as Euglenophytas (73,3%) destacam-se as espécies de *Euglena* spp (40%) e *Phacus* spp (34%). As espécies mais frequentes dentre as Clorophytas (68,9%) foram: as *Chorellas* spp (28%) e *Chlamidomonas* spp (19%). Do total de Cianobactérias (44,4%), 39% são da espécie Oscillatoriales (espécies não identificadas - NI). Na Figura 22 estão representadas as frequência em termos de porcentagens.

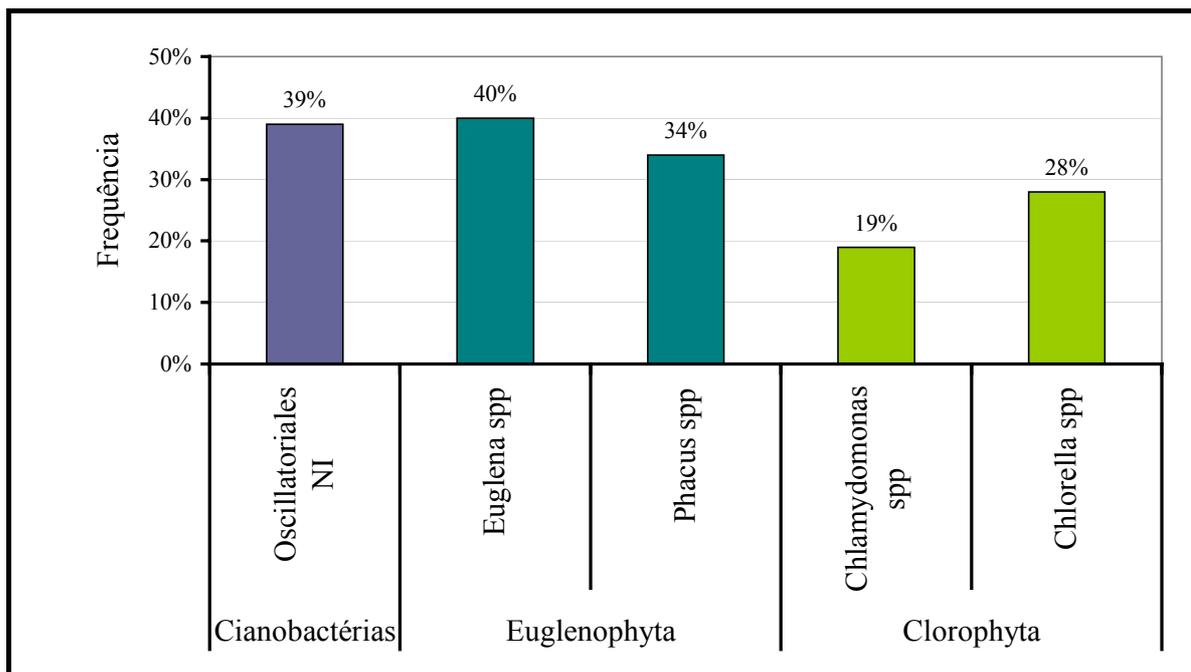


Figura 22: Gráfico da frequência das principais espécies encontradas na lagoa facultativa.

Na Tabela 9, apresentada no capítulo 3, têm-se as espécies de microorganismos freqüentemente encontrados por alguns autores em lagoas situadas em diferentes partes do mundo como as espécies *Euglena* spp, *Phacus* spp, e *Chlamydomonas* spp. As espécies de cianobactérias (Oscillatoriales NI) apesar de freqüente não foi comum a todos as lagoas. Todavia na lagoa em estudo as espécies mais freqüentes foram: Oscillatoriales NI, *Euglena* spp, *Phacus* spp, *Chlamydomonas* spp e *Chlorella* spp.

Sendo as bactérias as principais responsáveis pela degradação da matéria carbonácea, realizou-se uma caracterização geral das amostras através de análise qualitativa. Em relação às bactérias, observou-se a presença de flocos bacterianos de tamanho variado em 48,9% das amostras e as bactérias em forma de cocos estiveram presentes em 82,2% das amostras, indicando atividade potencial na degradação da matéria carbonácea.

A Figura 23 mostra o comportamento ao longo do tempo das variáveis intensidade de luz solar ($\text{cal/m}^2 \cdot \text{h}$) e Clorofila *a* ($\mu\text{g/L}$) nas três fases do estudo e a Tabela 39 especifica a correlação entre estas duas variáveis. Foi aplicada a correlação de Spearman para dados não-paramétricos e o resultado foi significativo estatisticamente na fase 2 ($R=0,57$; correlação positiva) e para todas as fases apresentou-se significativo ($R=0,42$; correlação positiva). Entretanto nas Fases 1 e 3, a correlação não foi significativa

estatisticamente, pois o valor de $p > 0,05$ demonstra que não existe significância na inferência estatística.

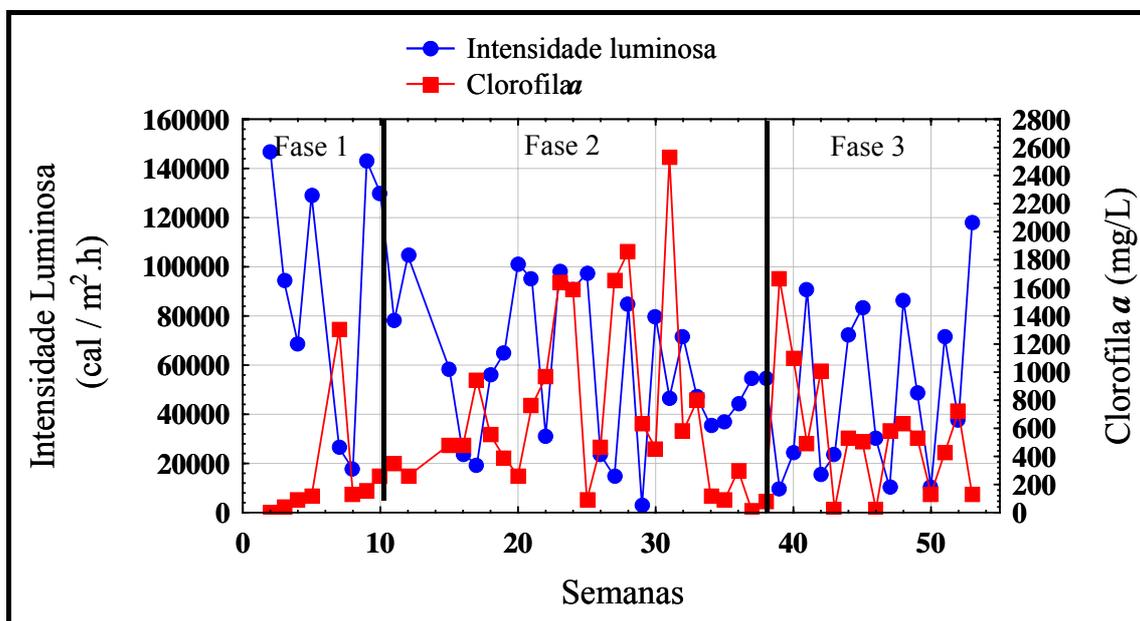


Figura 23: Clorofila *a* e intensidade de luz solar verificados ao longo do período.

Tabela 39: Correlação de Spearman entre intensidade de luz solar e clorofila *a*.

	Dados validos	R - Spearmam	t (N-2)	p-level
Fase 1	7	-0,32	-0,76	0,4821
Fase 2	26	0,57	3,43	0,0022
Fase 3	16	0,27	1,05	0,3133
Geral (todas as fases)	49	0,42	3,18	0,0026

Destacados em vermelho estão os resultados significativos estatisticamente, ou seja, quando $p < 0,05$.

A Figura 24 mostra o comportamento ao longo do tempo das variáveis Clorofila *a* ($\mu\text{g/L}$) e Sólidos suspensos (mg/L) nas três fases do estudo e a Tabela 40 especifica a correlação entre as variáveis. O resultado da correlação foi significativo estatisticamente nas fases 1, 2 e geral apresentando correlação de moderada a forte e positiva. Entretanto a fase 3 não foi significativa estatisticamente, apresentando baixa correlação.

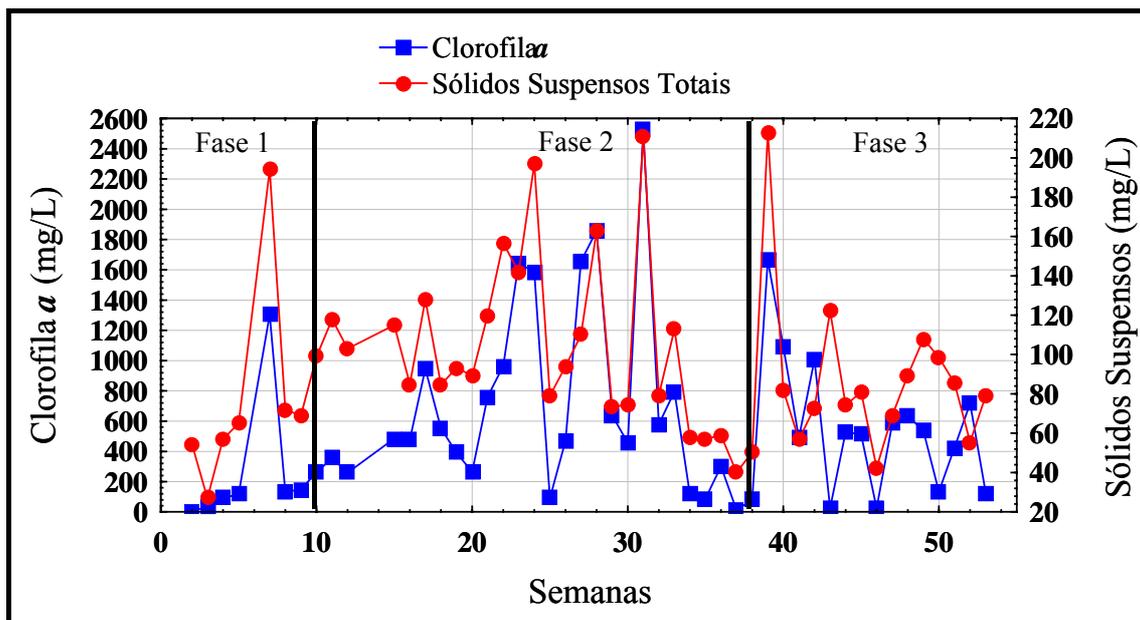


Figura 24: Concentração de sólidos suspensos e clorofila *a*. ao longo do período.

Tabela 40: Correlação de Spearman entre sólidos suspensos e clorofila *a*.

	Dados validos	R - Spearman	t (N-2)	p-level
Fase 1	7	0,93	5,59	0,00252
Fase 2	26	0,76	5,74	0,00001
Fase 3	16	0,18	0,68	0,50614
Geral (todas as fases)	49	0,65	5,82	0,00000

Destacados em vermelho estão os resultados significativos estatisticamente, ou seja, quando $p < 0,05$.

A Figura 25 apresenta os microrganismos mais frequentes ao longo do período em estudo. As fotos dos microrganismos foram capturadas através do microscópio ótico com o auxílio de um software. Dentre as espécies mais frequentes destaca-se: *Euglena* spp, *Phacus* spp, Oscillatoriales NI, *Chlamydomonas* spp, *Chlorella* spp e *Navícula* spp. As Euglenophytas das espécie *Euglena* spp e *Phacus* spp por serem algas flageladas tem facilidade de adaptação a diferentes condições climáticas (JORDÃO e PESSOA, 1995); segundo König (1990) as algas flageladas encontram-se tanto em lagoas facultativas quanto de maturação, entretanto com a purificação do esgoto ao longo do tratamento estas tendem a diminuir dando espaço as algas não flageladas. As cianobactérias da espécie Oscillatoriales NI são menos eficientes na produção de oxigênio, são típicas de pH próximo do neutro ou tendendo ao alcalino, cujas águas possuem temperaturas mais elevadas (acima de 30°C) e onde ocorre um desequilíbrio de nutrientes (UEHARA e VIDAL, 1989). As algas verdes da espécie *Chlamydomonas* spp e *Chlorella* spp

indicam um bom funcionamento do sistema, sempre associadas ao pH elevado e a um meio líquido balanceado em nutrientes (UEHARA e VIDAL, 1989). Dentre as algas amarelas (Chrysophyta/ bacillariophyceae) a *navícula* spp é a mais freqüente.

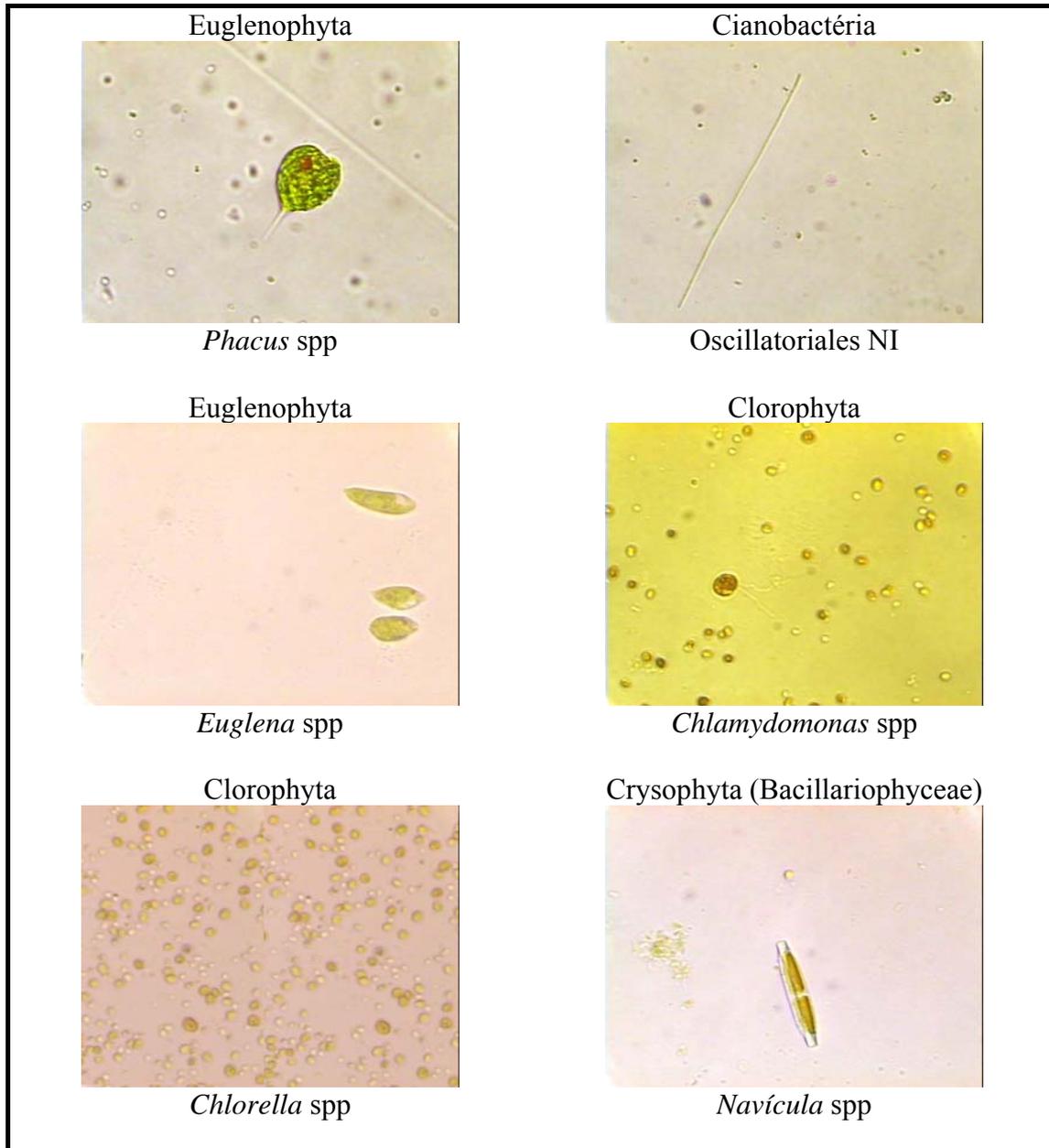


Figura 25: Quadro dos principais microrganismos encontrados na lagoa facultativa em estudo.

5.8 Variações Horárias

Foram realizados três perfis horários, nos dias 11/08/2004, 18/08/2004 e 08/09/2004, para verificar as variações nas concentrações dos parâmetros influenciados pelas condições climáticas horárias.

A avaliação qualitativa da comunidade planctônica foi avaliada em três vezes durante o perfil horário diário (às 8:00, 12:00 e 17:00h). Verificou-se um aumento na diversidade e na quantidade de microrganismos no final do período em estudo.

Os demais parâmetros foram avaliados de hora em hora. O perfil horário do dia 11/08/2004 apresentou grande variação nas concentrações de OD, temperatura do líquido e intensidade de luz, resultando na oscilação da qualidade do efluente final para a turbidez, o fosfato, o nitrato e a DQO_t ao longo do dia, conforme Tabela 41. A Figura 26 demonstra que com o aumento da concentração de OD ocorreu o decaimento na concentração da DQO_t.

Tabela 41: Perfil horário realizado no dia 11/08/2004.

Hora	08:00	09:00	10:00	11:00	12:00	13:00	14:00	15:00	16:00	17:00	18:00
Temperatura ar (°C)	13	17	22,5	24	26	27	20	23	24	18,5	16,5
Temperatura líquido (°C)	15,6	16,7	19,1	20,2	23	19,1	20,6	19,3	19,8	19,5	19,6
OD (mg/L)	0,4	1,17	3,1	3,8	4,9	12,3	7,9	2,95	0,38	7,2	15,6
pH	8,28	8,29	8,36	8,5	8,47	8,6	8,9	8,35	8,4	8,78	9,14
Disco de Secchi (cm)	8	7	7	6	6	6	7	7	6	6	7
DQO _t (mg/L)	148	128	123	159,5	109,5	104,5	114	101,5	128	220	144
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	29	22,7	25,3	27,6	32	32	32	32,5	26,3	31,4	27,7
N-NO ₂ ⁻ (mg/L)	1,65	2,00	1,07	1,20	1,36	1,21	1,31	0,50	2,00	1,06	1,00
N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	0,47	0,46	1,8	0,54	3,8	1,39	0,9	1,6	6,8	0,7	0,8
Noxidado (mg/L)	2,12	2,46	2,87	1,74	5,16	2,60	2,21	2,11	8,80	1,76	1,80
P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)*	1,6	1,5	9,7	10,5	3,3	1,9	1,60	9,7	1,5	2,1	1,9
Turbidez (NTU)	398	388	408	410	391,0	365,0	365,0	379,0	353,0	435,0	344,0
Int.de luz (cal/m ² .h)	43420	61750	83200	100100	107900	94900	24960	65650	36400	8060	424

* fosfato dissolvido reativo

** Intensidade de Luz

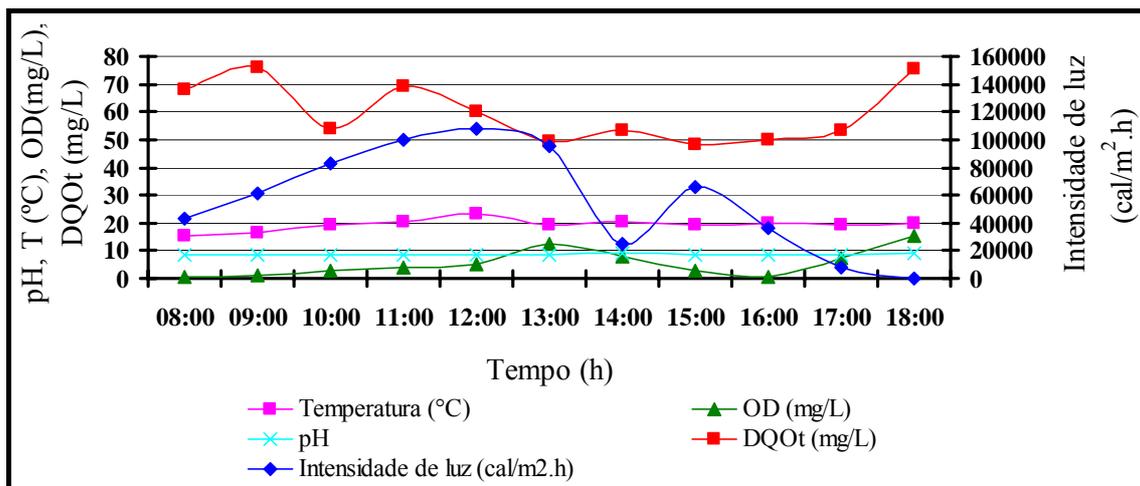


Figura 26: Perfil horário (11/08/2004) das concentrações de pH, Temperatura do líquido, OD, DQO total e intensidade de luz.

O perfil horário do dia 18/08/2004 apresentou grande variação nas concentrações de OD, temperatura do líquido e intensidade de luz, resultando em maiores transformações das formas nitrogenadas no final da tarde, entretanto não houve grandes oscilações na qualidade do efluente final, resultados destacados na Tabela 42. A Figura 27 demonstra a estabilidade do sistema ao longo do perfil horário.

Tabela 42: Perfil horário realizado no dia 18/08/2004.

Hora	08:00	09:00	10:00	11:00	12:00	13:00	14:00	15:00	16:00	17:00	18:00
Temperatura ar (°C)	15	16	18	22	24	22,5	20,5	20,5	19,5	19	18
Temperatura líquido (°C)	18,4	19,2	20,5	22,1	25,9	23,4	23,4	23,4	22,9	22,4	21,9
OD (mg/L)	0,7	1,6	3,3	4,8	5,7	7	7,6	8,4	10,3	11,3	11
pH	8,4	8,2	8,4	8,7	8,3	8,4	8,5	8,5	8,6	8,7	8,7
Disco de Secchi (cm)	18	17	18	16	17	16	16	14	15	15	18
DQOs (mg/L)	56		55,6		57,8		53		56		45,1
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	31	25,3	28,8	28,3	27,5	25,2	26	27,3	29,7	26,9	24,4
N-NO ₂ ⁻ (mg/L)	0,889	0,948	0,782	0,68	0,53	0,458	1,485	1,1	1,252	1,18	1,09
N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	0,25	0,1	0,32	0,4	0	0,7	0,78	0,5	0,77	0,71	0,77
Noxidado (mg/L)	1,14	1,05	1,10	1,08	0,53	1,16	2,27	1,60	2,02	1,89	1,86
P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)*	1,6	1,7	1,8	1,7	1,7	1,4	1,5	1,8	1,5	1,2	1,7
Turbidez (NTU)	62	61	58	51	52,0	59,7	62,6	61,6	64,2	64,7	58,9
Int.de luz (cal/m ² .h)	33150	57850	79300	91000	104000	88530	62270	57980	35230	15080	975

* fosfato dissolvido reativo

** Intensidade de Luz

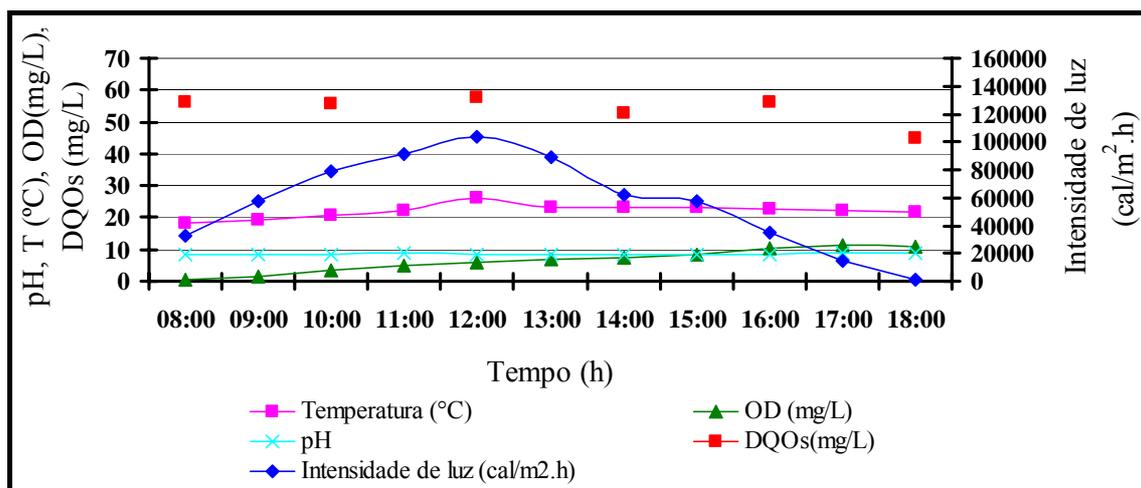


Figura 27: Perfil horário (18/08/2004) das concentrações de pH, temperatura do líquido, OD, DQO solúvel e intensidade de luz.

O perfil horário do dia 08/09/2004 apresentou grande variação nas concentrações de OD, temperatura do líquido e intensidade de luz, resultando em uma nitrificação parcial (formação de nitrito), oscilação na concentração da turbidez e uma pequena variação na qualidade do efluente em termos de DQOsolúvel, resultados destacados na Tabela 43. A Figura 28 demonstra a estabilidade do sistema ao longo do perfil horário.

Tabela 43: Perfil horário realizado no dia 08/09/2004.

Hora	08:00	09:00	10:00	11:00	12:00	13:00	14:00	15:00	16:00	17:00	18:00
Temperatura ar	21	22	23	24	25	24	25	24	22	21	19
Temperatura líquido	20,9	21,1	21,7	25,7	26,9	27,8	28,2	28,2	27,3	26,3	24,2
OD (mg/L)	1,4	2,6	1,05	16,6	16,8	21,3	26,6	22,7	25,8	24	18,5
pH	8,9	8,8	8,9	8,5	9	9,7	9,6	10	10,1	10	9,7
Disco de Secchi (cm)	9	13	12	9	12	9	10	10	9	9	9
DQOs (mg/L)	68	76	53,7	69,3	60	49,5	53	48,2	49,7	53,2	75,6
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	14,9	14,3	14,2	10,4	11,8	8,7	9	7,5	6	7,5	9,3
N-NO ₂ ⁻ (mg/L)	4,31	3,84	3,6	4,4	4,4	7,44	8,83	9,1	11,73	9,76	10,24
N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	0	0	0	0	0	0,28	0,2	0,29	0,1	1,45	0,96
Noxidado (mg/L)	4,31	3,84	3,60	4,40	4,40	7,72	9,03	9,39	11,85	11,21	11,20
P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)*	0,92	0,86	0,97	1,01	1,05	2,75	2,46	2,36	2,16	2,3	2,7
Turbidez (NTU)	126	134	147	159	163,0	159,0	177,0	185,0	197,0	194,0	174,0
Int.de luz (cal/m ² .h)	40560	60840	82030	96720	101920	117390	105690	78910	53300	26520	4680

* fosfato dissolvido reativo

** Intensidade de Luz

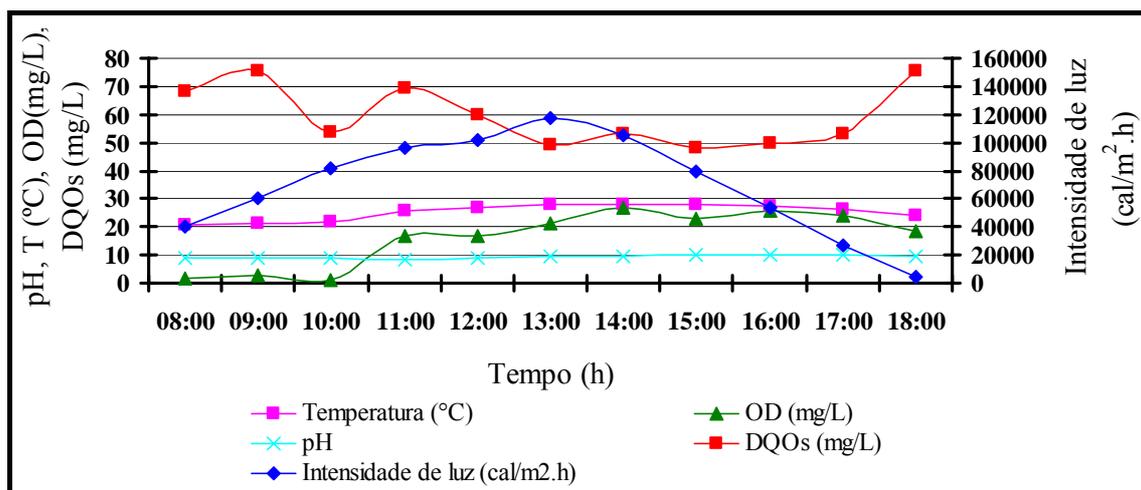


Figura 28: Perfil horário (08/09/2004) das concentrações de pH, temperatura do líquido, OD, DQO solúvel e intensidade de luz.

Em conclusão, ocorreram variações nas concentrações dos parâmetros no efluente final, porém não foram variações sistemáticas, ou seja, as oscilações na qualidade do efluente não corresponderam com a mesma intensidade das variações climáticas.

5.9 Avaliação geral do sistema

Em uma avaliação geral da unidade piloto, a lagoa apresentou remoção média de 64% e 63% para DBO_5 e DQO, respectivamente, mostrando-se eficiente na degradação da matéria carbonácea. Na ciclagem de nutrientes, a amônia e o fosfato reativo apresentaram eficiência na transformação destes em média 45% e 61%, respectivamente. Destaca-se um acréscimo na concentração da série de sólidos no efluente da lagoa, devido à presença de algas. A qualidade sanitária e bacteriológica apresentou melhora significativa (Tabela 44).

Tabela 44: Avaliação geral da unidade piloto

Parâmetro	Média	DP	Máximo	Mínimo
DQO (%)	62,8	31,3	78,2	52,5
DBO_5 (%)	64,2	32,3	77,8	38,8
$N-NH_4^+$ (%)	44,7	24,5	92,0	53,8
$P-PO_4^{3-}$ (%)	61,2	60,4	14,7	27,4
ST (%)	-5,6	-11,9	-75,4	-51,5
STF (%)	-5,5	20,4	-95,1	12,2
STV (%)	-8,1	-39,9	1,7	-62,5
SS (%)	-13,0	-0,1	16,9	-11,0
Coli. Totais (%)	98,7	97,9	99,9	97,0
E. coli (%)	98,3	98,0	100,0	98,5

Os resultados obtidos nas análises para as concentrações afluentes (P1): temperatura (ar e líquido), pH, alcalinidade, matéria carbonácea (DQOt e DBOt), nutrientes (amônia e fosfato reativo), série de sólidos (ST, STF,STV,SS) e indicadores bacteriológicos (Coliformes Totais e *E. coli*) estão apresentados na Tabela 45.

Tabela 45: Resultados verificados no efluente da Lagoa Anaeróbia (P1), para o período de outubro de 2003 a outubro de 2004.

Parâmetro	n	Média	DP	Mínimo	Máximo
Temperatura ar (°C)	49	22,7	5,53	11	34
Temperatura líquido (°C)	37	22,8	3,69	16,5	29,2
pH	47	7,7	0,40	6,1	8,4
Alcalinidade total (mgNa ₂ CO ₃ /L)	46	267,6	76,78	111	470
DQOt (mg/L)	48	264,9	63,99	149,75	435,5
DBO _{5t} (mg/L)	41	127,9	43,26	45	214
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	48	36,1	12,64	19,3	76,6
P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)	48	6,2	4,37	0,75	13,5
ST (mg/L)	48	2608,1	1209,78	676	6990
STF (mg/L)	48	1949,4	866,26	370	3974
STV (mg/L)	48	644,7	918,54	242	5656
SS (mg/L)	48	84,2	43,53	32,5	192
Coli. Totais (NMP/100mL)	19	1,09E+07	8,32E+06	2,61E+06	2,40E+07
<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	19	3,16E+06	3,62E+06	6,60E+05	1,30E+07

É possível observar variações significativas nas concentrações DQOt, DBO_{5t}, NH₄⁺, série de sólidos, interferindo na eficiência do sistema, pois um afluente muito variável implica em efluente de qualidade oscilante.

Os resultados obtidos nas análises para as concentrações efluentes (P4): temperatura (ar e líquido), pH, alcalinidade, nutrientes (amônia, nitrito, nitrato e fosfato reativo), indicadores bacteriológicos (Coliformes Totais e *E. coli*), série de sólidos (ST, STF,STV,SS), matéria carbonácea (DQO/DBO total e solúvel), Clorofila *a*, transparência mediante disco de Secchi e Oxigênio Dissolvido estão apresentados na Tabela 46.

A qualidade final do efluente oscilou bastante, ao longo do período, isto ocorreu mesmo com a mudança das condições operacionais, visto que a lagoa é um sistema aberto e influenciado pelas condições climáticas regionais.

Tabela 46: Resultados verificados na Lagoa Facultativa (P4), para o período de outubro de 2003 a outubro de 2004.

Parâmetro	n	Média	DP	Mínimo	Máximo
Temperatura do ar °C	49	22,65	5,53	11	34
Temperatura líquido °C	48	23,0	4,66	14,5	35
pH	49	8,4	0,52	7,5	9,94
Alcalinidade total (mgNa ₂ CO ₃ /L)	48	205,7	60,97	97	345
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	49	19,9	9,55	1,55	35,39
N-NO ₂ ⁻ (mg/L)	49	1,4	2,74	0,08	15,45
N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	49	0,7	0,61	0,11	2,24
P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)	49	2,4	1,73	0,64	9,8
Coli. Totais (NMP/100mL)	29	1,4E+05	1,7E+05	2,3E+03	7,3E+05
E. coli (NMP/100mL)	29	5,2E+04	7,1E+04	1,0E+02	2,0E+05
Turbidez (NTU)	48	174,6	103,86	30,1	454
ST (mg/L)	48	2754,4	1354,06	1186	10592
STF (mg/L)	48	2057,0	689,36	722	3489
STV (mg/L)	48	696,7	1284,84	238	9192
SS (mg/L)	49	95,1	43,57	27	213,1
DQO Total (mg/L)	49	215,9	63,08	117,5	413,5
DQO Solúvel(mg/L)	49	98,5	43,97	32,6	207
DBO ₅ Total(mg/L)	7	95,0	32,82	63	149,6
DBO ₅ Solúvel(mg/L)	44	45,8	29,30	10	131
Clorofila <i>a</i>	48	0,6	0,569	0,011	2,526
Disco de Secchi (cm)	49	10,4	4,66	4	24
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	48	5,2	8,05	0,1	32

Uma visão ampla da caracterização climática e operacional encontra-se na Tabela 47.

Tabela 47: Caracterização climática e operacional do sistema.

Parâmetro	Média	DP	Mínimo	Máximo
Temperatura do ar (°C)	22,65	5,53	11	34
Intensidade de luz (cal/m ² .h)	61.301	38.234	2.626	146.900
Balanço Hídrico * (L/m ² .semana)	9,2	21,3	-38,9	76,3
Quantidade de água de chuva na lagoa na semana (%)	1,59	4,81	-9,66	18,92
taxa de aplicação superficial kgDQO/ha.d	232,5	100,25	106,8	501,7
taxa de aplicação superficial kgDBO ₅ /ha.d	113,4	58,08	33,4	236,2

*Balanço entre precipitação/ Evaporação

O balanço hídrico mostrou que as condições climáticas precipitação/evaporação apresentaram variações de 5±6 %; 1±2 % e 1±7 % da vazão afluyente na primeira, segunda e terceira fase do estudo respectivamente. Houve diluição máxima de 19,92%

na terceira fase do estudo, porém não comprometeu a eficiência da lagoa. Os resultados das análises climatológicas por fases encontram-se na Tabela 48.

Tabela 48: Resultados climatológicos médios obtidos nas diferentes fases:

	Precipitação (L/m ² . semana)	Balanco Hídrico (L/m ² . semana) *	Intensidade da luz solar (cal/m ² .h)	Temperatura (C°)
1ª fase	33,3 ± 39,8	18,8 ± 25,0	89.458 ± 53.758	28,1 ± 3,4
2ª fase	37,4 ± 33,5	9,0 ± 13,7	61.172 ± 33.054	24,0 ± 3,9
3ª fase	11,8 ± 17,6	7,0 ± 29,0	49.193 ± 34.272	18,8 ± 2,5

Em conclusão, a Tabela 49 apresenta os resultados dos principais parâmetros que caracterizam a qualidade do efluente da lagoa facultativa piloto, separada por fases operacionais.

A eficiência de remoção em termos da matéria carbonácea (DQO e DBO₅) e o fosfato reativo obtiveram resultados mais eficazes na fase 3 (TDH=20dias; temperatura média do líquido=19°C; estação do ano = inverno/primavera). Entretanto a Fase 2 apresentou resultados satisfatórios (TDH = 10 dias; temperatura média do líquido = 24°C; estação do ano = verão/outono). No dimensionamento da lagoa o tempo de detenção hidráulico requerido para suprir as condições operacionais da fase 2 é metade do tempo necessário a implantação da lagoa na fase 3, conseqüentemente diminuindo a área requerida a implementação do sistema de tratamento.

A qualidade sanitária, avaliada pelo indicador *E. coli* e a concentração de nitrogênio, medido mediante a concentração de amônia, foi mais eficaz na Fase 1 (TDH=20 dias, temperatura média do líquido 28°C; estação do ano = primavera/verão).

Tabela 49: Resumo da eficiência de remoção dos principais parâmetros avaliados nas 3 fases operacionais.

Parâmetro	Remoção		
	Fase 1	Fase 2	Fase 3
DQO (% ^{''})	53	60	73
DBO ₅ (%)	67	63	73
<i>E. coli</i> (log)	2,6	1,4	1,2
N-NH ₄ ⁺ (%)	62	40	42
P-PO ₄ ³⁻ (%)	26	60	70

Dado que, o que se espera de uma lagoa facultativa é a remoção da matéria carbonácea, pode-se dizer, a priori, que os melhores resultados foram obtidos na fase 3. Contudo, a

fase 3 requer o dobro do TDH da fase 2. Portanto, considerando os parâmetros de dimensionamento e os valores, também satisfatórios, obtidos na fase 2, pode-se considerar esta fase como a de melhor desempenho. Este resultado mostra-se conveniente, visto que, a fase 2 é a fase intermediária quanto as condições climáticas, de intensidade de luz solar, temperatura e balanço hídrico (Tabela 48), sendo que estas características climatológicas correspondem ao clima ameno da região da grande Florianópolis, na maior parte do ano.

Como conclusão final do presente estudo, pode-se afirmar que o uso de lagoas facultativas apresenta-se como uma opção adequada para o tratamento secundário de esgoto na região sul do Brasil.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES

6.1 Conclusões

O objetivo principal deste trabalho foi avaliar o perfil longitudinal de uma lagoa facultativa de tratamento secundário de esgoto doméstico, aplicado às condições ambientais da Grande Florianópolis, enfocando a degradação da matéria carbonácea.

Nas condições aplicadas ao desenvolvimento desta pesquisa, pode-se concluir que:

- A avaliação do perfil longitudinal não confirmou as expectativas da unidade piloto trabalhar como fluxo pistonado. Não houve diferença significativa para a média das concentrações ao longo do eixo longitudinal, avaliando a degradação da matéria carbonácea através das análises de DQO solúvel e DBO₅ solúvel. Pode-se verificar que em qualquer um dos pontos a concentração não apresentou variações significativas, caracterizando o reator como de mistura completa.
- A caracterização do perfil longitudinal através das análises de oxigênio dissolvido, pH, transparência por disco de Secchi, temperatura da amostra, Sólidos Suspensos Totais e clorofila *a*, confirmando a avaliação da degradação da matéria carbonácea, não apresentou diferença significativa estatisticamente entre as médias no eixo longitudinal, o que confirma que a lagoa em estudo comportou-se como um reator de mistura completa.
- O coeficiente cinético calculado nas diferentes condições operacionais apresentou valores de DBO₅ entre 0,12-0,20d⁻¹ para mistura completa. Estes valores foram muito próximos ao obtidos por Koné (2002 apud KONÉ, 2004a) e Laouali (1996 apud KONÉ, 2004a). Entretanto, para validação do modelo o ideal seria o estudo de várias lagoas em escala real e o monitoramento ao longo de vários anos.
- O coeficiente cinético calculado nas diferentes condições operacionais apresentou valores de DQO entre 0,04-0,19 d⁻¹ para mistura completa. Valores estes dez vezes maiores que os calculados por Dalavéquia (2000) para lagoas facultativas de tratamento de dejetos suínos com regime hidráulico tendendo ao fluxo de mistura completa, o que poderia significar

que o coeficiente de degradação depende do tipo de resíduo tratado e da concentração afluyente do mesmo.

- A taxa aplicada de DQO através da análise de regressão linear simples apresentou o ajuste à equação $y = -39,9 + 1,02x$ (y =taxa removida; x =taxa aplicada) e $r^2 = 0,81$, isto indica que o modelo é explicado com um coeficiente de determinação de moderado a forte.
- A taxa de aplicação superficial média foi de 114,1 kgDBO₅/ha.d. Os valores diferenciados nas três etapas da pesquisa foram: 55; 153 e 76 kgDBO₅/ha.d, respectivamente para a primeira, segunda e terceira fase. Essas taxas encontram-se abaixo das faixas citadas em literatura devido à alta remoção de DBO no tratamento primário e das considerações de dimensionamento mantendo os TDH calculados. A diminuição do TDH resultaria em um aumento da taxa aplicada, sobrecarregando o sistema.
- A taxa aplicada de DBO₅ através da análise de regressão linear simples apresentou o ajuste à equação $y = -4,03 + 0,71x$ (y =taxa removida; x =taxa aplicada) e $r^2 = 0,6$, isto indica que o modelo é explicado com um coeficiente de determinação moderado. Apesar de apresentar um r^2 moderado, o modelo mostrou compatibilidade com equações determinadas por Silva e Mara (1979) e Koné et al.(2004a).
- A relação entre a taxa aplicada de amônia e a taxa removida, não apresentou um modelo de regressão linear satisfatório estatisticamente. Isto provavelmente ocorreu pela oscilação das condições operacionais no reator, que não favorecem a ciclagem dos nutrientes.
- A transformação do nitrogênio no reator ocorreu, provavelmente, em maior intensidade pelo processo de volatilização e assimilação pelas algas e em proporções pouco representativas pelo processo de nitrificação/desnitrificação. O processo de transformação da amônia foi influenciado inversamente pela temperatura do líquido, pH e OD. A eficiência na transformação do nitrogênio foi de 62%, 40% e 42% respectivamente para a primeira, segunda e terceira fase.

- A remoção de fosfato, provavelmente, ocorreu pela precipitação devido ao elevado valor do pH, permanecendo acima de 8 em 86% das amostras. Constatou-se uma correlação moderada entre a concentração efluente de fosfato e a alcalinidade total. A eficiência na transformação do fosfato foi em média 26%, 60% e 71% respectivamente para a primeira, segunda e terceira fase.
- Na análise da qualidade sanitária o indicador *E. coli* apresentou eficiência média de remoção de 99,7%, 96,2% e 93,5% respectivamente para a primeira, segunda e terceira fase. Em termos de unidade logarítmica a eficiência foi significativa, apresentando remoção de 2,6 log; 1,4 log e 1,2 log respectivamente para a primeira, segunda e terceira fase. Picot et al. (2004) estudando lagoas na França e von Sperling et al. (2004) em lagoas brasileiras, obtiveram eficiências compatíveis com as encontradas neste estudo.
- A remoção de organismos patogênicos, provavelmente, ocorreu na lagoa facultativa em estudo devido aos altos valores de pH, oxigênio dissolvido e elevada temperatura do líquido, concordando em parte com Mara et al. (1992) e Maynard et al. (1999), que destacam além destes fatores, mais alguns mecanismos interferentes no processo como: intensidade da radiação solar e predação dos microorganismos, entre outros.
- A comunidade planctônica avaliada qualitativamente apresentou predominância de espécies de Euglenophyta (73%) e Chlorophyta (69%), tanto em abundância de espécies quanto em densidade. As espécies mais frequentes foram *Euglena* spp, *Phacus* spp, *Chorellas* spp e *Chlamidomonas* spp. Em relação às bactérias, observou-se a presença de flocos bacterianos de tamanho variado em 49% das amostras e as bactérias em forma de cocos estiveram presentes em 82% das amostras.
- A análise estatística apresentou correlação moderada e positiva entre a intensidade luminosa e a clorofila *a*. Correlação positiva, moderada a forte entre sólidos suspensos e clorofila *a*, ou seja, quanto maior a intensidade

luminosa maior a atividade fotossintética, aumentando os sólidos em suspensão, compostos na maioria por algas.

- O perfil horário apresentou variações nas concentrações dos parâmetros no efluente final, porém não foram variações sistemáticas, ou seja, as oscilações na qualidade do efluente não corresponderam com a mesma intensidade das variações climáticas.
- No balanço hídrico houve diluição máxima de 19,92% na terceira fase do estudo, porém não comprometeu a eficiência da lagoa.
- Em avaliação geral da unidade piloto, a lagoa mostrou-se eficiente na degradação da matéria carbonácea. A ciclagem de nutrientes foi satisfatória na maioria das amostras, considerando uma lagoa facultativa. A série de sólidos demonstrou um acréscimo na concentração efluente, devido à presença de algas. A qualidade sanitária e bacteriológica apresentou melhora significativa.
- A fase 3 (TDH=20d) apresentou resultados mais eficazes na remoção da matéria carbonácea e do fósforo reativo. A fase 1 (TDH=20d) foi mais eficaz na avaliação da qualidade sanitária através do indicador *E. coli* e na transformação do nitrogênio amoniacal. Entretanto, a fase 2 (TDH=10d) apresentou valores satisfatórios para todos os parâmetros. Quanto maior o tempo de detenção hidráulico tem-se um tempo maior para ocorrer os processos dentro da lagoa, entretanto, deve-se optar pelo TDH viável economicamente e que atenda as necessidades do tratamento. Desta forma, a lagoa facultativa está operando atualmente com o TDH de 10 dias, pelo período mínimo de um ano, para confirmar os resultados obtidos.

6.2 Recomendações

Como recomendações para os próximos estudos destaca-se:

- Estudar o tipo de fluxo na lagoa, aplicando-se traçadores para obter o coeficiente de dispersão (d) para o regime hidráulico de fluxo disperso,

sendo este bastante discutido em literatura. Além de verificar se existem pontos de curto-circuito.

- Efetuar estudos sobre o fenômeno denominado estratificação térmica. Na estratificação ocorre um perfil vertical de densidades diferentes nas lagoas (não homogeneidade dos parâmetros analisados), provocando alterações no escoamento do efluente e a diminuição do volume útil da lagoa.
- Estudar o processo de volatilização da amônia na unidade piloto para avaliar sua quantificação.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABELIOVICH, A. e AZOV, Y. Toxicity of ammonia to algae in sewage oxidation ponds. *Appl. Environ., Microb.* 1976 31. 801- 6 apud KÖNIG, A. *Biologia as lagoas: algas* Capítulo 2: In MENDONÇA, S. R. **Lagoas de estabilização e aeradas mecanicamente: novos conceitos.** CIP-Brasil. Catalogação na fonte. Sindicato nacional dos editores de livros, Rio de Janeiro.1990. 388p.

APHA – American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** APHA-AWWA-WEF., Washington DC, USA. 1976

APHA – American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 20th ed. APHA-AWWA-WEF. New York. 1998.

ARCEIVALA, S. J. *Wastewater treatment and disposal.* Marcel Dekker, New York.1981. 892p. apud Von SPERLING, M. **Lagoas de Estabilização.** Belo Horizonte. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG. 1996. 134p.

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. **anais...** Avignon, France. 2004. OW17. p. 149-155. CD-ROM.

AYRES, R. M.; ALABASTER, G. P.; MARA, D. D. e LEE, D. L. A desing equation for human intestinal nematode eggs by spray irrigation with treated and untreated wastewater. *Water Science and Technology*, 26 (7/8),1992a. p.1615-1623 apud MARA; D. D.; ALABASTER, G. P.;PEARSON, H. W.;MILLS, S. W. **Waste Stabilization ponds: A desing manual for eastern Africa.** Lagoon Technology International Ltda. England. 1992. 121p.

AZEVEDO NETTO, J. M.; FERNANDEZ y FERNANDEZ, M.; ARAUJO, R. de; EIJI ITO, A. *Manual de Hidráulica.* 8ªed. Editora Edgard Blücher Ltda. São Paulo. 1998.

BENTO; A. P., LAPOLLI, F. R., RIBEIRO, L. F., SARTORATO, J. (2002). *Wastewater treatment using stabilization ponds: Florianópolis experience, south Brazil.* In: 5th International Conference on Waste Stabilization Ponds. **Anais...** Auckland: New Zealand. IWA-NZWWA. 2002. 8p.

BHN Critérios de projeto de lagoas de estabilização para tratamento de esgoto sanitários. Rio de Janeiro. 1982. apud JORDÃO, E. P.e PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos.** ABES, 1995.720 p.

BRANCO, S. M. **Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária** 2ed. São Paulo, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 1978. 620 p.

CAVALCANTI, P. F. F., HAANDEL, A. v., KATO, M. T., Von SPERLING, M., LUDUVICE, M.L., MONTEGGIA, L. O. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por lagoas de polimento. Capítulo 3. In: CHERNICHARO, C. A. L. **Pós-tratamento de reatores anaeróbios** . PROSAB 2. Belo Horizonte, MG. 2001. 544p.

CEBALLOS, B. S de O. Microbiologia Sanitária. Capítulo 3 In MENDONÇA, S. R. **Lagoas de estabilização e aeradas mecanicamente: novos conceitos**. CIP-Brasil. Catalogação na fonte. Sindicato nacional dos editores de livros, Rio de Janeiro.1990 388p.

CETESB Condições de funcionamento de sete lagoas de estabilização no estado de São Paulo, São Paulo. 1979 apud JORDÃO, E. P.e PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. ABES.1995. 720 p.

CONAMA. **Conselho Nacional do Meio Ambiente - Resolução 20/86**. Disponível em <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res86/res2086.html>. Acessado em 21/10/2004.

CRAGGS, R. **Review of Technologies – Speakers Note**. In 5th International Conference on Waste Stabilization Ponds. Auckland: New Zealand. IWA-NZWWA. 2002.

DALAVÉQUIA, M. A. **Avaliação de lagoas de estabilização para tratamento de dejetos suínos**. Dissertação de mestrado em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina. 2000.180p.

DOWNING, D. e CLARK, J. **Estatística aplicada**. Editora Saraiva, Tradução Alfredo Alves Farias, São Paulo.1999. 455p.

ELLIS, K. V.; RODRIGUES, P.C.C. Verification of Two Design Approaches for Stabilization ponds. **Water Research**, v.27, n 9, p 1447-1454, 1993.

EPA Design manual. Municipal wastewater stabilization ponds. United States Environmental Protection Agency. 1983. 327p. apud von SPERLING, M. **Lagoas de Estabilização**. Belo Horizonte. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG. 1996. 134p.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2ed. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 1998, 602 p.

FALLOWFIELD, H. **Treatment Mechanisms and Performance – Speakers Note**. In 5th International Conference on Waste Stabilization Ponds. Auckland: New Zealand. IWA-NZWWA. 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.1998. 244p.

GLOYNA, E. F.; MALINA, J. F. Jr e DAVIS, E. M. **Ponds as a Wastewater Treatment alternative**. University of Texas. Austin. 1976. 447p.

GONÇALVES, R. F. (coordenador). **Desinfecção de Efluentes Sanitários**. PROSAB 3. Rio de Janeiro: ABES, RIMA. 2003. 422p.

GONÇALVES, R. F. e OLIVEIRA, F. F. Estimativa da formação de lodo em lagoas anaeróbias e facultativas primárias. Capítulo 3. In GONÇALVES, R. F. (coordenador). **Gerenciamento do lodo de lagoas de estabilização não mecanizadas**. PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 2000. 95p.

GOVERNO DE SANTA CATARINA. **Decreto nº 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/pesquisa/PesquisaDocumentos.asp>. Acessado em: 10/10/2004.

HOSSETI, B. e FROST, S. A review of the control of biological waste treatment in stabilization ponds. **Environmental Science and Technology**. v28, n 2, p 193 – 218. 1998.

HUANG, H. J. S. e GLOYNA, E. F. Phosphorus models for waste stabilization ponds. Journal of the environmental Engineering Division. American Society of Civil Engineers, 110, 550-561. 1984. apud MARA; D. D.; ALABASTER, G. P.; PEARSON, H. W.; MILLS, S. W. **Waste Stabilization ponds: A desing manual for eastern Africa**. Lagoon Technology International Ltda. England. 1992. 121p.

IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2000**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br> Acessado em 14/10/2004.

JORDÃO, E. P. e PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. ABES, 1995 720 p.

KELLNER, E.; PIRES, E. C. **Lagoas de Estabilização: Projeto e Operação**. Rio de Janeiro: ABES. 1998. 244p.

KONÉ, D., Epuration des eaux usées domestiques par lagunage en zone soudano-sahélienne (Ouagadougou, Burkina Faso). Thèse de Doctorat/ Université Montpellier II. 2002 160 p. apud 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. **anais...** Avignon, France. 2004a. OW12. p 103-111.CD-ROM.

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. **anais...** Avignon, France. 2004a. OW12. p 103-111.CD-ROM.

KONÉ, D.; BRISSAUD, J. T.; VASEL, J. L. Twenty years monitoring of Mèze stabilization ponds: I-removal of organic matter and nutrients. In: 6th International

Conference on Waste Stabilization Ponds and 9th International Conference on Wetland Systems. **anais...**Avignon ,France. 2004. OW8. p 65-73. CD-ROM.

KÖNIG, A. Biologia das lagoas: algas Capítulo 2: In MENDONÇA, S. R. **Lagoas de estabilização e aeradas mecanicamente: novos conceitos**. CIP-Brasil. Catalogação na fonte. Sindicato nacional dos editores de livros, Rio de Janeiro.1990. 388p.

LAOUALI, G., DELISLE, C.E., VINCENT, G., COUILLARD,D. AND LAOUALI,S. Experimental study of wastewater treatment by facultative ponds and free hydrophytes in Niger. Water quality Research Journal of Canada v 31, n 1. 1996. p 37-50 apud KONE, D.; BRISSAUD, J. T.; VASEL, J. L. Twenty years monitoring of Mèze stabilization ponds: I-removal of organic matter and nutrients. In: 6th International Conference on Waste Stabilization Ponds and 9th International Conference on Wetland Systems. **anais...** Avignon, France. 2004. OW8. p 65-73. CD-ROM.

LOPRETO, E. C. e TELL,G. **Ecosistemas de Aguas Continentais – Metodologias para seu estudo**. v2. La Plata, Ediciones SUR, 1995. 895p.

MACÊDO, J. A B. **Métodos laboratoriais de Análises Físico-Químicas e Microbiológicas** 2ed. Belo Horizonte-MG. 2003. 450p.

MARA, D. D. Speakers Notes. In: 5th IWA/NZWWA International Conference on Waste Stabilization Ponds. Pre- conference Workshop – 2nd April 2002, New Zealand. 2002.

MARA; D. D.; ALABASTER, G. P.;PEARSON, H. W.;MILLS, S. W. **Waste Stabilization ponds: A desing manual for eastern Africa**. Lagoon Technology International Ltda. England. 1992. 121p.

MARA; D.D. Waste Stabilization ponds: problems and controversies.Water Quality International(1) 1987. p 20-22. apud MARA; D. D.; ALABASTER, G. P.;PEARSON, H. W.;MILLS, S. W. **Waste Stabilization ponds: A desing manual for eastern Africa**. Lagoon Technology International Ltda. England. 1992. 121p.

MARA; D:D (1995). Waste Stabilization ponds: effluent quality requirements and implications for process design. In: 3rd IAWQ International Specialist Conference. Waste stabilization ponds: technology and aplications. João Pessoa, PA, 27-31 março 1995 In: Von SPERLING, M. **Lagoas de Estabilização**. Belo Horizonte. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; UFMG.1996. 134 p.

MARAI, G. v. R. Feacal bacterial kinetics in waste stabilization ponds. Journal of the Environmental Engineering Division, American Society of Civil Engineers, 100 (EE1),1974. 119-139. apud MARA; D. D.; ALABASTER, G. P.;PEARSON, H. W.;MILLS, S. W. **Waste Stabilization ponds: A desing manual for eastern Africa**. Lagoon Technology International Ltda. England. 1992. 121p.

MAYNARD, H. E.; OUKI, S. K.; WILLIAMS, S. C. Terciary Lagoons: A review of removal mechanisms and performance. **Water Research**. v33. n7. p 1-13. 1999.

MENDONÇA, S. R. (1990) **Lagoas de estabilização e aeradas mecanicamente: novos conceitos**. CIP-Brasil. Catalogação na fonte. Sindicato nacional dos editores de livros, Rio de Janeiro. 388p.

METCALF and EDDY, Inc. **Wastewater Engineering: treatment, disposal and reuse**. Mc Graw Hill, 4th Edition, 2003.

NURDOGAN, Y. e OSWALD, W. J. Enhanced nutrient removal in high-rate ponds **Water Science and Technology**, IAWQ. v31. n12. 33-43p. 1995.

OGLIARI, P. J. e ANDRADE, D. F. **Estatística básica aplicada às ciências agrônômicas e biológicas: com noções de experimentação**. Apostila de aula. Florianópolis-SC. 2004. 352p.

ORTEGA, C. H. Criterios Empiricos de Proyecto. 1967a In AZEVEDO NETO, J.M. Lagoas De Estabilização. Faculdade De Saúde Pública, Universidade de São Paulo. Cap. VII. 26p. apud KELLNER, E.; PIRES, E. C. **Lagoas de Estabilização: Projeto e Operação**. Rio de Janeiro: ABES. 1998. 244p.

ORTEGA, C. H. Criterios Racionales De Proyecto. 1967b. In: AZEVEDO NETO, J.M. Lagoas De Estabilização. Faculdade De Saúde Pública, Universidade de São Paulo. Cap. IX. 14p. apud KELLNER, E.; PIRES, E. C. **Lagoas de Estabilização: Projeto e Operação**. Rio de Janeiro: ABES. 1998. 244p.

PANO, A. e MIDDLEBROOKS, E. Ammonia nitrogen removal in facultative wastewater stabilization pond. Journal of the Water Pollution Control Federation, 54 (4).1982. 344-351. apud 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. **anais...** Avignon, France. 2004.OW17. p149-155. CD-ROM

PASSAMANI, F.R.F. e GONÇALVES, R. F. Higienização de lodos de esgotos. Capítulo 7. In: GONÇALVES, R. F. (coord) **Gerenciamento do lodo de lagoas de estabilização não mecanizadas** . ABES. Rio de Janeiro. 2000. 80p.

PEARSON , H.W.; MARA,D.D.; BARTONE,C.RGuidelines for the minimum Evaluation do the performance os Full-Scale Waste Stabilization Pond Systems. Wat. Res., v.21, n.9, 1987a. p1067-1075. In: KELLNER, E.; PIRES, E. C. (1998). **Lagoas de Estabilização: Projeto e Operação**. Rio de Janeiro: ABES. 244p.

PELCZAR,M.; REID,R.; CHAN,E.C.S. Microbiologia. v1. McGraw-Hill do Brasil, São Paulo. 1980. apud KELLNER, E.; PIRES, E. C. **Lagoas de Estabilização: Projeto e Operação**. Rio de Janeiro: ABES. 1998. 244p.

PICOT, B.; ANDRIANARISON, T.; GOSSELIN, J.P.; BRISSAUD, J. T. State of the art of facultative ponds in western Africa: removal performance and design criteria. In: 6th International Conference on Waste Stabilization Ponds and 9th International Conference on Wetland Systems. **anais...** Avignon, France. 2004. OW12. p 103-111. CD-ROM.

PICOT, B.; SAMBUCCO, J. P.; BROUILLET, J. L.; RIVIERI, Y. Waste Stabilization Ponds: Sludge accumulation, technical and financial study on desludging and sludge disposal. Case studies in France. In: 6th International Conference on Waste Stabilization Ponds and 9th International Conference on Wetland Systems. **anais...**Avignon, France. 2004. OW40.p 357-365. CD-ROM.

SAENZ, R. Possibles medidas para controlar o atenuar el deterioro de la calidad microbiológica de los recursos hídricos en la América Latina y el Caribe, OPS/OMS, Washington, 1992. apud JORDÃO, E. P.e PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. ABES. 1995. 720 p.

SAUBERER, F. Empfehlung für die Durchführung von Strahlungsmessungen an und in Gewässern Mitt. Int. Ver. Limnol. 11 p1-77. 1962. apud ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2ed. Rio de Janeiro: Editora Interciência. 1998. 602 p.

SHILTON, A. Ammonia volatilization from a piggery pond. **Water Science and Technology**, IAWQ. 33 (7). 1996. p 183-189.

SILVA, S. A. e MARA, D. D. **Tratamentos biológicos de águas residuárias – lagoas de estabilização**. Rio de Janeiro, ABES.1979.140p.

SILVA, S. A.. On the treatment of domestic sewage in Waste stabilization ponds in Northeast Brazil. PhD, thesis, University of Dundee, Escócia.1982. In: MENDONÇA, S. R. **Lagoas de estabilização e aeradas mecanicamente: novos conceitos**. CIP-Brasil. Catalogação na fonte. Sindicato nacional dos editores de livros, Rio de Janeiro. 1990. 388p.

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**, IAWQ. v33. n7.1996. p 165-171.

SOARES, S. R. A. e BERNARDES, R. S. Revisão do Critério da Taxa de Aplicação Superficial no dimensionamento de Lagoas Facultativas. In: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, **anais...**, 2001a, João Pessoa. ABES. CD-ROM.

SPIEGEL, M. R. **Estatística** . Tradução e Revisão Técnica Pedro Consentino. 3ed. Makron Books, São Paulo. 1993. 768p.

STATSOFT, Inc. Statistic: data analysis software system. Version 6.0. 2001. www.statsoft.com.

STREBLE, H. e KRAUTER, D. **Atlas de los microorganismos de Agua Dulce – La vida em uma gota de água**. 1985. 337p.

UEHARA, Michele Y.; VIDAL, Waldo L. **Operação e manutenção de lagoas anaeróbias e facultativas**. São Paulo, CETESBE (série Manuais). 1989. 89p.

Van HAANDEL, A. C. e LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgoto: um manual para regiões de clima quente**. Campina Grande (PB). 1994.

VOGEL, A. I. **Análise química quantitativa**. 5ed. Rio de Janeiro – RJ, Editora LTC, 1992. 712 p. ISBN 8521610874.

Von SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 1995b. 240 p.

Von SPERLING, M. Lagoas de Estabilização. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG. Belo Horizonte. 1996. 134p.

Von SPERLING, M. Relationship between first-order decay coefficients in ponds, for plug flow, CSTR and dispersed flow regimes. **Water Science and Technology**, IWA. v45. n1. 2000. p 17-24.

Von SPERLING, M. Relationship between first-order decay coefficients in ponds, for plug flow, CSTR and dispersed flow regimes. *Water Science and Technology*. V45. n1. p 17-24. 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. **anais...** Avignon, France. 2004. OW29. p 265-273. CD-ROM.

Von SPERLING, M.; JORDÃO, E.; KATO, M. T.; SOBRINHO, P. A.; BASTOS, R. K. X.; PIVELLI, R. Lagoas de Estabilização. Capítulo 7. In GONÇALVES, R. F. (coordenador). **Desinfecção de Efluentes Sanitários**. PROSAB 3 Rio de Janeiro: ABES, RIMA, 2003. 422p.

WHO. Health guidelines fo the use of wastewater in agriculture and aquaculture, Technical Report Series 778. Geneva: World Health Organization. 1989. aput Von SPERLING, M. Von SPERLING, M. **Lagoas de Estabilização**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG. Belo Horizonte. 1996. 134p.