UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
DEPARTAMENTO DE HIDRÁULICA E SANEAMENTO

Maribel Santos Roque de Oliveira

Avaliação da comunidade fitoplanctônica da lagoa facultativa do
módulo III da estação de tratamento de esgoto de Mangabeira
(João Pessoa – PB)

Orientadora: Professora Titular Maria do Carmo Calijuri

São Carlos

2010

Maribel Santos Roque de Oliveira

Avaliação da comunidade fitoplanctônica da lagoa facultativa do
módulo III da estação de tratamento de esgotos de Mangabeira
(João Pessoa – PB)

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de
São Carlos da Universidade de São Paulo, como parte
dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em
Engenharia (Hidráulica e Saneamento).

Orientadora: Professora Titular Maria do Carmo Calijuri

São Carlos

2010

AUTORIZO A REPRODUÇÃO E DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL, DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Ficha catográfica preparada pela Seção de Tratamento da informação do Serviço de Biblioteca – EESC/USP.

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho a minha mãe Maria Isabel, por seu amor e dedicação a mim e ao meu irmão Douglas.

AGRADECIMENTOS

A vida nos ensina que compartilhar experiências e realizações com aqueles que estão a nossa volta faz-nos mais sensíveis à percepção de que nada podemos fazer sozinhos. Concluo esta etapa da minha vida com profundo sentimento de gratidão. Gratidão especificamente a Deus, por plantar sonhos em meu coração e fazê-los germinar como realidade, que neste caso, foi possível através das pessoas que são parte integrante desta minha realização.

Agradeço aos meus pais, pelo apoio e compreensão ao longo desta jornada; e ao meu irmão, pela disponibilidade de recursos técnicos para a formatação da minha dissertação;

À Professora Titular Maria do Carmo Calijuri, por me receber e aceitar a proposta de orientação, mesmo à distância e com tão poucos recursos técnicos e operacionais para elaboração e execução do plano de pesquisa;

À Companhia de Água e Esgotos da Paraíba – Cagepa, pela minha liberação para o cumprimento dos créditos na Escola de Engenharia de São Carlos-USP e concessão da área de estudo; pelo suporte financeiro e analítico das variáveis físicas e químicas; pelo apoio logístico para as postagens de amostras e documentos;

Aos colaboradores da Cagepa, Michele Fonseca, João Bosco e Ana Carolina, pelo apoio, esforços e gerenciamento das solicitações encaminhadas à alta direção da empresa, no sentido de atender as necessidades levantadas;

À colaboradora da Cagepa, Laiz Quintans, pela amizade, incentivo e assistência prestada no laboratório de análises e monitoramento de efluentes da Cagepa – LAMEC;

Aos examinadores das bancas de qualificação: Prof. Dr. André Cordeiro Alves dos Santos e Prof.^a Dr.^a Maria Bernadete A. Varesche Silva, pelas valiosas contribuições e direcionamento deste estudo;

Ao Prof. Dr. Roberto Sassi, pela total disponibilidade do espaço, materiais e equipamentos do laboratório de microplâncton do Nepremar/UFPB;

Ao Prof. Dr. Mario Kato, pelo empréstimo dos fracos do laboratório de saneamento ambiental da UFPE para a análise de DBO₅;

Ao pesquisador da UFPB: Gilson Melo, pela assistência prestada no Nepremar e disponibilidade em ajudar;

À pesquisadora da UFCG: Ruceline Lins, pela amizade e auxílio na identificação do fitoplâncton e pelo apoio técnico nas análises estatísticas;

Ao pesquisador do Biotace-EESC-USP: Paulo Vagner, pela amizade, companheirismo e valiosas contribuições em todas as etapas desta pesquisa;

Às colegas que conviveram no Nepremar: Carolina, Rita, Tatiane, Gabi e Katharina, pelo apoio e momentos de descontração;

Às amigas: Carla Maria e Cíntia Ramos, pelo suporte emocional e espiritual durante esta jornada;

Às secretárias da Pós-Graduação do Departamento de Hidráulica e Saneamento da EESC-USP: Maria Auxiliadora C. Altieri Pin, Pavlovna Damião Rocha Bueno, pela atenção, prontidão e eficiência;

A CAPES, pela concessão da bolsa de Pós-Graduação nos primeiros doze meses do Mestrado.

Em fim, a todos aqueles que de alguma forma contribuíram para a realização desta pesquisa, meu muitíssimo obrigado.

"Comece fazendo o que é necessário, depois o que é possível, e de repente você estará fazendo o impossível."

São Francisco de Assis

RESUMO

OLIVEIRA, M. S. R. AVALIAÇÃO DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA DA LAGOA FACULTATIVA DO MÓDULO III DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO DE MANGABEIRA (JOÃO PESSOA-PB). 2010. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 2010.

As lagoas facultativas mantêm uma biota característica, decorrente de sua área superficial, que permite grande disponibilidade de energia luminosa para a coluna de água e promove o estabelecimento da comunidade fitoplanctônica. A presença dos nutrientes na forma assimilável aos microrganismos autotróficos induz a síntese de biomassa, a qual provoca a supersaturação de oxigênio dissolvido, que se constitui como substrato necessário ao desenvolvimento de bactérias heterotróficas, responsáveis pela degradação aeróbia da matéria orgânica nas camadas superiores da lagoa. Este estudo teve como objetivo principal a caracterização da estrutura da comunidade fitoplanctônica em termos de diversidade de espécies, densidade, abundância relativa e dominância na lagoa facultativa do módulo III da estação de tratamento de esgoto de Mangabeira, na cidade de João Pessoa-PB. As amostragens foram realizadas em escala semanal e sazonal, com coletas entre 8 e 9 horas da manhã, no período de junho/2008 a fevereiro/2009, nas regiões afluente e efluente da lagoa. As alterações no comportamento sazonal das variáveis físicas, químicas e biológicas, assim como das climatológicas, foram analisadas através da ferramenta estatística multivariada da Análise de Componentes Principais (ACP). Foram identificados 36 taxa nas duas regiões de amostragem e apenas cianobactérias foram predominantes durante o período deste estudo. Contudo, não foi observada variação sazonal na composição da comunidade fitoplanctônica nas duas regiões de amostragem. Embora, algumas espécies foram mais frequentes na região afluente, a densidade total apresentou nítida variação sazonal, com valores entre $2,0 \times 10^4$ e $1,2 \times 10^5$ ind.mL⁻¹. A cianobactéria *Planktothrix agardhii*, a qual pode produzir a hepatotoxina microcistina, foi a espécie que mais contribuiu para a densidade, assim como para o biovolume.

Palavras-chave: Tratamento de esgoto; Lagoas de estabilização, *Planktothrix agardhii*.

ABSTRACT

OLIVEIRA, M. S. R. **ASSESSMENT OF THE PHYTOPLANKTONIC COMMUNITY AT THE FACULTATIVE POND OF THE MODULE III OF WASTE WATER PLANTS OF MANGABEIRA (JOÃO PESSOA-PB)**. 2010. Master's Degree Dissertation. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2010.

Facultative ponds keep a characteristic biota, as a result of its superficial area, which permits high availability of solar energy to water column favoring the establishment of the phytoplanktonic community. The presence of available nutrients to the autotrophic microorganisms leads to the synthesis of biomass cellular into the pond and it causes the oversaturation of dissolved oxygen, which is necessary to the development of heterotrophic bacteria, responsible for aerobic stabilization of organic material at the upper layer of the pond. The main goal of this study was to characterize the structure of the phytoplanktonic community in relation to different species, biomass, relative abundance and dominance at the facultative pond of the module III of waste water plants of Mangabeira (João Pessoa-PB). Samples were taken in seasonal and weekly scale, with collects between 8 a.m to 9 a.m., in the period of June, 2008 to February, 2009, at the regions of inflow end outflow of effluents. Alterations in seasonal behavior of the physical, chemical and biological variables, as well as climatic, were analyzed through statistics multivariate tool of the principal component of analysis (PCA). It was identified 36 taxa on the facultative pond and only the cyanobacteria were predominant during the period of this study. However, it was not observed temporal variation in the composition of phytoplanktonic community at the two collected regions. Although, it was noticed that some species were more frequent at the region of inflow than at the outflow. It was also observed that the high total phytoplanktonic density shows a clear seasonal variation, with values between $2,0 \times 10^4$ and $1,2 \times 10^5$ ind.mL⁻¹. The cyanobacteria *Planktothrix agardhii*, which may produce hepatotoxic microcystins, was the specie that more contributed for the density as well as the biovolume.

Key-words: Wastewater Treatment, Stabilization pond, *Planktothrix agardhii*.

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 -Interações entre substâncias dissolvidas no ambiente aquático e os compartimentos do sistema planctônico e o sedimento. Fonte: Adaptado de Barroso (2001).	35
Figura 4.1 -Distribuição do esgotamento sanitário na cidade de João Pessoa-PB em 2009.....	42
Figura 4.2 -Vista aérea da ETE-Mangabeira. Fonte: <i>Google Earth</i>	43
Figura 4.3 -Representação esquemática da ETE-Mangabeira que destaca o Módulo III e as tubulações de entrada do esgoto bruto e confluência dos efluentes dos três módulos para o lançamento no corpo receptor. Fonte: Adaptado de Freitas (2006).....	45
Figura 4.4 -Trecho do Rio Cuiá que recebe os lançamentos da ETE-Mangabeira e desembocadura no oceano	45
Figura 4.5 -Trecho do Rio Cuiá com a vegetação aquática existente. Fonte: <i>Google Earth</i>	46
Figura 4.6 -Desenho esquemático da lagoa facultativa do módulo III da ETE-Mangabeira. Vista superior.	49
Figura 4.7 -Seção transversal da lagoa facultativa do módulo III da ETE-Mangabeira.	50
Figura 5.1 -Precipitação pluviométrica acumulada das 24 horas que antecederam as coletas e temperatura do ar registrada no dia da coleta, no período de Junho/2008 a Fevereiro/2009, entre 8:00h e 9:00h. Fonte: INMET.....	59
Figura 5.2 -Precipitação mensal referente aos anos de 2005, 2006, 2007 e 2008 na cidade de João	60
Figura 5.3 -Chuva acumulada mensal histórica. Normal Climatológica referente a 30 anos. Fonte: INMET.	60
Figura 5.4 -Incidência de radiação solar na superfície da lagoa em todo o período do estudo. Fonte: INMET.	62
Figura 5.5 -Densidade fitoplanctônica nas regiões de amostragem na lagoa facultativa do módulo III da ETE-Mangabeira. Nota: Entrada: Região afluyente; Saída: Região efluente.....	76
Figura 5.6 -Contribuição das classes fitoplanctônicas na região afluyente da lagoa facultativa.	78
Figura 5.7 -Contribuição das classes fitoplanctônicas na região efluente da lagoa facultativa.	78
Figura 5.8 -Frequência de ocorrência de gêneros e espécies fitoplanctônicas na região afluyente da lagoa facultativa. Nota: MF = Muito Freqüente, F = Freqüente, R = Rara, E = Esporádica.	80
Figura 5.9 -Frequência de ocorrência gêneros e espécies fitoplanctônicas na saída da lagoa facultativa. Nota: MF = Muito Freqüente, F = Freqüente, R = Rara, E = Esporádica	81
Figura 5.10 -Biovolume de <i>P. agardhii</i> na região afluyente da lagoa.	82
Figura 5.11 -Biovolume de <i>M. punctata</i> na região afluyente da lagoa.	83
Figura 5.12 -Biovolume de <i>M.tenuissima</i> na região afluyente da lagoa.....	83

Figura 5.13- Biovolume de <i>C. distans</i> na região afluyente da lagoa.	84
Figura 5.14- Biovolume de <i>Sphaerocystis</i> sp. na região afluyente da lagoa.	85
Figura 5.15- Biovolume de <i>P. agardhii</i> região efluente da lagoa.	86
Figura 5.16- Biovolume de <i>M. punctata</i> . na região efluente da lagoa.	86
Figura 5.17- Índices de riqueza (d), diversidade (H'), dominância (c) e uniformidade (e) na região afluente da lagoa facultativa.	93
Figura 5.18- Índices de riqueza (d), diversidade (H'), dominância (c) e equidade (e) na região efluente da lagoa facultativa.	94
Figura 5.19- A - Diagrama de ordenação entre as variáveis ambientais e biológicas estudadas. B - Agrupamento das amostras coletadas na região de entrada da lagoa durante o período de estudo	98
Figura 5.20- A - Diagrama de ordenação entre as variáveis ambientais e biológicas estudadas. B - Agrupamento das amostras coletadas na região de saída da lagoa durante o período de estudo	101

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 -Características dos principais sistemas de lagoas de estabilização	31
Tabela 4.1 -Características físicas do módulo III da ETE – Mangabeira.....	46
Tabela 4.2 -Características operacionais de projeto do módulo III da ETE – Mangabeira	47
Tabela 4.3 -Variáveis físicas e químicas com seus respectivos métodos de análise.....	50
Tabela 5.1 -Velocidade do vento ($m.s^{-1}$), na cidade de João Pessoa, no período de junho /2008 a fevereiro/2009.....	61
Tabela 5.2 -Características das principais variáveis físico-químicas e biológicas do esgoto bruto do módulo III da ETE-Mangabeira	62
Tabela 5.3 -Composição Média do Efluente Final do Módulo III da ETE-Mangabeira em junho a agosto de 2008	65
Tabela 5.4 -Composição Média do Efluente Final do Módulo III da ETE-Mangabeira em setembro a novembro de 2008.....	65
Tabela 5.5 -Composição Média do Efluente Final do Módulo III da ETE-Mangabeira em dezembro de 2008, janeiro e fevereiro de 2009.....	65
Tabela 5.6 -Comparação entre os limites estabelecidos para o corpo receptor e a composição média do efluente final do Módulo III da ETE-Mangabeira de junho a agosto de 2008.	68
Tabela 5.7 -Comparação entre os limites estabelecidos para o corpo receptor e a composição média do efluente final do Módulo III da ETE-Mangabeira de setembro a novembro de 2008	68
Tabela 5.8 -Comparação entre os limites estabelecidos para o corpo receptor e a composição média do efluente final do Módulo III da ETE-Mangabeira em dezembro de 2008, janeiro e fevereiro de 2009	69
Tabela 5.9 -Análise estatística descritiva das variáveis físicas e químicas do interior da lagoa facultativa do módulo III da ETE-Mangabeira	69
Tabela 5.10 -Gêneros e espécies fitoplanctônicas identificados nas regiões de amostragem da lagoa facultativa do módulo III da ETE-Mangabeira.....	73
Tabela 5.11 -Abundância dos grupos fitoplanctônicos (%) na região afluenta da lagoa facultativa, no período de junho /2008 a fevereiro/2009.....	86
Tabela 5.12 -Abundância dos grupos fitoplanctônicos (%) na região efluente da lagoa facultativa, no período de junho /2008 a fevereiro/2009.....	87
Tabela 5.13 -Correlações das variáveis com os componentes principais na região afluenta da lagoa	96

Tabela 5.14 -Correlações das variáveis com os componentes principais na região efluente da lagoa	99
Tabela 5.15 -Abundância relativa de gêneros e espécies de Cianobactérias e Chlorophyceae na região afluente da lagoa facultativa do módulo III da ETE-Mangabeira.	115
Tabela 5.16 -Abundância relativa de gêneros e espécies de Bacillariophyceae, Chlamydomphyceae, Dinophyceae, Euglenophyceae e Zygnemaphyceae na região afluente da lagoa facultativa do módulo III da ETE-Mangabeira.	116
Tabela 5.17 -Abundância relativa de gêneros e espécies de Cianobactérias e Chlorophyceae na região efluente da lagoa facultativa do módulo III da ETE-Mangabeira.	117
Tabela 5.18 -Abundância relativa de gêneros e espécies de Bacillariophyceae, Chlamydomphyceae, Dinophyceae, Euglenophyceae e Zygnemaphyceae na região efluente da lagoa facultativa do módulo III da ETE-Mangabeira.	118
Tabela 5.19 -Matriz de correlação das variáveis analisadas na região afluente da lagoa facultativa.	120
Tabela 5.20 -Matriz de correlação das variáveis analisadas na região efluente da lagoa facultativa.	121

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

ACP	Análise de Componentes Principais
AESA	Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba
c	Índice de dominância de Simpson
CAGEPA	Companhia de Água e Esgotos da Paraíba
CE	Condutividade Elétrica
CETESB	Companhia de Tecnologia e Saneamento de São Paulo
CO ₂	Dióxido de Carbono
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CV	Coeficiente de variação
d	Índice de riqueza de Margalef
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxigênio (5 dias a 20 °C)
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DT	Densidade Total
e	Índice de uniformidade de Pielou
ETE	Estação de tratamento de esgoto
H'	Índice de diversidade de Shannon
hab	Habitantes
HCO ₃ ⁻	Íon bicarbonato
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
L	Litro
LAMEC	Laboratório de Análises e Monitoramento de Efluentes da CAGEPA
LEAQ	Laboratório de Engenharia Ambiental e da Qualidade
LES	Laboratório de Energia Solar
N	Nitrogênio
NEPREMAR	Núcleo de Estudos e Pesquisas dos Recursos do Mar
NH ₃	Amônia
NH ₄ ⁺	Íon amônio

NT	Nitrogênio Total
O ₂	Oxigênio livre
OD	Oxigênio dissolvido
P	Fósforo
p	Precipitação atmosférica
pH	Potencial Hidrogeniônico
PT	Fósforo Total
RA	Região de amostragem
RD	Radiação Solar
SUDEMA	Superintendência de Administração do Meio Ambiente
UFPB	Universidade Federal da Paraíba
UFPE	Universidade Federal de Pernambuco
V _v	Velocidade do vento

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO.....	21
2.	OBJETIVOS.....	23
3.	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	24
3.1	- Definição e características operacionais de lagoas de estabilização	24
3.2	- Classificação e biologia de lagoas de estabilização	26
3.2.1	- Lagoa Anaeróbia	26
3.2.2	- Lagoa Facultativa	27
3.2.3	- Lagoas de Maturação	31
3.3	- Sistemas Combinados de Lagoas e Padrões de Lançamento de Efluentes	32
3.4	- Comunidade fitoplanctônica em lagoas facultativas.....	34
4.	MATERIAL E MÉTODOS.....	43
4.1	- Área de Estudo	43
4.1.1	- Descrição da ETE-Mangabeira	44
4.1.2	- Características físicas e operacionais do Módulo III.....	48
4.2	- Pontos de amostragem e frequência das coletas.....	50
4.3	- Variáveis Ambientais realizadas e Preservação das Amostras	52
4.3.1	- Variáveis Abióticas	52
4.3.1.1	- Variáveis Físicas e Químicas	52
4.3.1.2	- Variáveis Climatológicas.....	53
4.3.2	- Variáveis Bióticas	53
4.3.2.1	- Estrutura da Comunidade Fitoplanctônica:	54
4.3.2.2	- Diversidade de Taxa.....	57
4.4	- Análise Estatística dos resultados	58
5.	RESULTADOS e DISCUSSÃO	60
5.1	- Condições Climáticas da Área de Estudo.....	60
5.2	- Condições operacionais atuais do módulo III da ETE-Mangabeira e características do esgoto bruto afluente.....	63
5.3	- Características das principais variáveis físico-químicas e biológicas do efluente final do módulo III da ETE-Mangabeira.	66
5.4	- Variáveis Abióticas Analisadas.....	71
5.5	- Comunidade Fitoplanctônica.....	74

5.5.1 – Biomassa por contagem direta	74
5.5.2 – Frequência Específica	80
5.5.3 Biovolume das Espécies mais Frequentes	82
5.5.4 – Abundância Relativa	88
5.5.5 Índices de Diversidade	93
5.5.6 Estudo das matrizes de correlação	95
5.6 - Análise de Componentes Principais	97
6. CONCLUSÕES	103
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	104

1.INTRODUÇÃO

O tratamento de esgoto sanitário através de sistemas de lagoas de estabilização é o processo mais tradicionalmente utilizado em diferentes países de clima tropical por apresentar relativa eficiência na remoção da matéria orgânica carbonácea, baixo custo de implantação associado à utilização de mecanismos naturais de degradação biológica e simplicidade operacional vinculada a pouca mecanização das unidades de tratamento.

A experiência da aplicação destes sistemas em países tropicais demonstrou que o melhor desempenho das lagoas de estabilização está vinculado às excelentes condições climáticas encontradas nestas regiões, sobretudo, a menor variabilidade na temperatura, o que favorece o desenvolvimento e atividade de microrganismos atuantes nos mecanismos de biodegradação da matéria orgânica.

O princípio do tratamento biológico de águas residuárias fundamenta-se, essencialmente, nas interações desses microrganismos e de condições ambientais propícias ao seu crescimento e reprodução. Assim, a estação de tratamento de esgoto (ETE) tem por objetivo aumentar a velocidade das reações bioquímicas envolvidas nos processos de digestão biológica da matéria orgânica, em tempo e espaço muito inferiores em relação ao que ocorre no ambiente natural.

A predominância da atividade metabólica dos microrganismos é estabelecida de acordo com características físicas e operacionais das lagoas, como a profundidade e tempo de detenção hidráulico, de forma que as lagoas de estabilização podem ser classificadas como anaeróbia facultativa ou de maturação.

A lagoa facultativa promove o desenvolvimento de organismos fitoplanctônicos devido à extensa área superficial e pequena profundidade que apresenta. Tais características permitem maior penetração de luz para a coluna de água e assim, impulsionam o processo fotossintético. Não obstante, a presença de nitrogênio e fósforo no meio reacional induz a síntese de material celular no interior da lagoa.

Assim, a identificação e contagem do fitoplâncton presente na lagoa facultativa, bem como a avaliação da diversidade de espécies, podem indicar eventuais alterações da qualidade física e química do meio e nível de tratamento alcançado.

Tais aspectos biológicos fornecem uma avaliação do funcionamento da lagoa facultativa, sobretudo, quando a carga orgânica superficial aplicada é alterada em função de manobras operacionais ou sobrecargas do sistema.

Dessa forma, a comunidade fitoplanctônica constitui-se como bioindicador das condições operacionais da lagoa facultativa, pois apresenta rápidas flutuações em sua biomassa, uma vez que os organismos que a compõe possuem ciclo de vida curto, o que resulta em uma estrutura sensível a variabilidade ambiental.

Além disso, os organismos fitoplanctônicos permitem a ocorrência dos processos aeróbios de degradação da matéria orgânica nas camadas superiores da coluna de água e promovem parte da remoção dos nutrientes através da assimilação biológica.

Dado o exposto, estudos da dinâmica estrutural da comunidade fitoplanctônica em lagoas facultativas, em curtos intervalos de tempo, requerem um aprofundamento que permita avanço significativo no gerenciamento dessas unidades de tratamento. O monitoramento deste elemento biótico evidencia a geração de excessiva biomassa e conseqüente incremento de sólidos suspensos no interior da lagoa, os quais podem atribuir maior demanda por oxigênio dissolvido ao efluente final do sistema.

Além disso, o monitoramento sistemático da comunidade fitoplanctônica pode evidenciar a presença de organismos capazes de produzir toxinas, como algumas espécies de cianobactérias, em concentrações acima do estabelecido pela legislação ambiental, o que compromete os usos múltiplos de um corpo receptor, por apresentarem efeitos adversos à saúde humana.

Neste sentido, a comunidade fitoplanctônica da lagoa facultativa do Módulo III da estação de tratamento de esgoto de Mangabeira, Região Metropolitana de João Pessoa – PB, nordeste do Brasil, foi estudada em escala sazonal intensiva (amostragens semanais) no período de junho/2008 a fevereiro/2009, de forma a verificar mudanças em sua estrutura, em função de alterações nas condições ambientais e das variáveis físicas e químicas das regiões afluentes e efluente da lagoa.

2.OBJETIVOS

Em função de avaliar a comunidade fitoplanctônica presente na lagoa facultativa em operação no módulo III da estação de tratamento de esgoto de Mangabeira, João Pessoa - PB, o presente estudo teve por objetivo realizar as seguintes etapas:

- Caracterizar a estrutura da comunidade fitoplanctônica em termos de diversidade de espécies, densidade, abundância relativa e dominância, nas regiões afluenta e efluente da lagoa, em relação às variáveis físicas e químicas;
- Avaliar a influência da sazonalidade na comunidade fitoplanctônica durante o período de estudo;
- Verificar o potencial poluidor do efluente gerado no módulo III da ETE-Mangabeira, a partir das condições e padrões de lançamento de efluentes estabelecidos pela legislação ambiental vigente.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 - Definição e características operacionais de lagoas de estabilização

Lagoa de estabilização é um termo amplamente utilizado para designar reator de tratamento biológico de resíduos líquidos. Basicamente, são tanques escavados e dimensionados para reter, por determinado tempo, despejos de origem doméstica ou industrial.

Godoy (2007) define as lagoas de estabilização como tanques construídos para receber esgoto continuamente, de forma a garantir elevado tempo de retenção destes, para que ocorram os mecanismos naturais de degradação da matéria orgânica e redução na concentração de microrganismos patogênicos.

O princípio de funcionamento nesses tanques assemelha-se ao processo de autodepuração de córregos e rios, quando submetidos à sobrecarga de resíduos orgânicos. Miwa (2007) destaca que em um corpo de água natural, a presença de contaminantes orgânicos provenientes de diversas fontes causa alterações da qualidade hídrica, principalmente pelo consumo do oxigênio dissolvido utilizado pelos organismos decompositores nos processos de mineralização da matéria orgânica.

Neste sentido, as implicações ambientais do decréscimo da concentração do oxigênio dissolvido apresentam-se como um dos principais problemas de poluição das águas.

Assim, o tratamento biológico do esgoto sanitário através de lagoas de estabilização tem por objetivo principal a remoção da matéria orgânica carbonácea presente nos despejos. No entanto, o êxito no desempenho da estabilização dos resíduos, em condições controladas, depende do equilíbrio biológico do sistema (TSCHÖRTNER, 1968).

Em virtude dessas condições, as lagoas de estabilização são operadas de acordo com o metabolismo energético de microrganismos específicos, que são estabelecidos em função da carga orgânica superficial e/ou volumétrica aplicada.

Andrade Neto (1997) destaca que a profundidade útil das lagoas é o fator decisivo para o equilíbrio das condições ambientais desejadas, uma vez que delimita a fração de massa líquida com maior penetração de luz.

Para Miwa et al. (2009), a eficiência de um sistema de lagoas de estabilização depende de vários aspectos, como: projeto, operação e variáveis ambientais. Contudo, esses autores relatam que muitos fatores não controláveis podem interferir no tratamento, alterando-o e reduzindo a capacidade de estabilização dos despejos.

De acordo com Mendonça (2000), alguns desses fatores não são controlados pelo homem, como por exemplo, as variáveis climatológicas, que podem afetar as condições hidráulicas e biológicas das lagoas de estabilização.

Granado (2004) comenta que em regiões tropicais e subtropicais, a precipitação atmosférica é considerada por muitos autores como a variável ambiental que apresenta maior diferença de intensidade ao longo do ano. Nestes locais, distinguem-se basicamente dois períodos: um período seco e outro marcado pela abundância de chuvas.

Neste sentido, a avaliação do desempenho de sistemas de tratamento de esgoto em três municípios no Vale do Ribeira de Iguape (Cajati, Pariquera-Açu e Jacupiranga), São Paulo, feita por Miwa et al. (op. cit.) demonstrou que o regime pluviométrico das sub-bacias estudadas pode ter influenciado a diluição do afluente das lagoas, em decorrência da alta precipitação registrada, o que resultou na redução da eficiência das principais variáveis (DQO e sólidos suspensos).

Não obstante, vários autores (VICTORETTI, 1964; KELLNER e PIRES, 1998; MENDONÇA, 2000; MIWA et al., 2009) discutem o emprego de sistemas de lagoas de estabilização como processo de tratamento de esgoto doméstico. Porém, entre as argumentações há o consenso de que esses sistemas contemplam dois aspectos comuns importantes: boa eficiência na remoção da matéria orgânica, bem como, de organismos patogênicos; e facilidade de instalação, operação e manutenção, se comparados a outras tecnologias de tratamento. Tais aspectos, incorporados ao ponto de vista econômico, possibilitam a sustentabilidade do empreendimento em muitas localidades.

Estudos focados na dinâmica das variáveis intervenientes no tratamento de esgoto por lagoas de estabilização são necessários para o entendimento das condições favoráveis ao melhor desempenho na redução dos poluentes e para que avanços sejam acrescentados aos sistemas, de forma a expandi-los para um grande número de comunidades.

3.2 - Classificação e biologia de lagoas de estabilização

3.2.1 - Lagoa Anaeróbia

A lagoa anaeróbia é mais profunda, em geral de 3 a 5 metros de profundidade útil para receber elevadas cargas orgânicas, a fim de garantir condições de total anaerobiose e impedir a difusão do oxigênio atmosférico das camadas mais superiores para as camadas subjacentes da massa líquida (VON SPERLING, 1996).

Van Haandel e Lettinga (1994) afirmam que um sistema de tratamento anaeróbico tende a desenvolver um consórcio bacteriano compatível com a natureza do material orgânico e das cargas orgânica e hidráulica. Segundo esses autores, os processos de conversão das macromoléculas complexas presentes no esgoto em biogás, CO₂ e água requerem a intervenção de grupos diferentes de microrganismos, que usam tanto a condição metabólica fermentativa como a digestão anaeróbia nos seus sistemas geradores de energia.

Varesche e Saavedra (2009) avaliaram a diversidade bacteriana em lagoas de estabilização do município de Cajati – SP, utilizando eletroforese em gel de gradiente desnaturante (DGGE). A identificação dos microrganismos foi realizada através da técnica de sequenciamento de fragmentos do gene do RNAr 16S, amplificados pela reação em cadeia da polimerase (PCR). As amostras foram coletadas em escala sazonal e em diferentes profundidades. Foram verificadas populações semelhantes de microrganismos pertencentes ao Domínio *Bacteria* na subsuperfície da lagoa anaeróbia, no verão e no outono, quando intensidades luminosas similares foram verificadas. No entanto, valores similares de oxigênio dissolvido favoreceram a presença de bandas padrões do DGGE semelhantes na camada intermediária e interface água-sedimento no outono (0,05 mg.L⁻¹ e 0,0 mg.L⁻¹, respectivamente) e no verão (0,1 mg.L⁻¹ e 0,08 mg.L⁻¹). As autoras encontraram populações semelhantes de microrganismos nos três pontos de coleta (similaridade de 80% e 85%) na lagoa anaeróbia estudada, a qual apresentou pH alcalino, temperatura mesofílica e condições anaeróbias. A elevada similaridade de populações indicou sistema homogêneo favorecido, provavelmente, pela ação do vento, visto que os valores das demais variáveis analisadas foram próximos. Essa avaliação permitiu inferir que as populações

observadas no período de amostragem, possivelmente possuem metabolismo facultativo, uma vez que se distribuíram igualmente no perfil vertical da lagoa anaeróbia.

O processo global de degradação anaeróbia de compostos orgânicos em metano e dióxido de carbono ocorre em quatro fases sequenciais, em que cada grupo de microrganismos atua de forma bem característica. A primeira fase consiste na hidrólise de polímeros orgânicos em moléculas menores, compostos dissolvidos de menor peso molecular. Este processo requer a interferência de enzimas hidrolíticas extracelulares produzidas e excretadas pelas bactérias fermentativas. Em seguida, os compostos solúveis gerados na primeira fase são absorvidos pelas bactérias fermentativas e convertidos, posteriormente, em ácidos graxos voláteis, alcoóis, ácido láctico e compostos minerais como gás carbônico, hidrogênio, amônia e sulfeto de hidrogênio, os quais são excretados pelas células bacterianas. Esta fase é denominada de acidogênica, pois os compostos produzidos incluem os ácidos orgânicos como os principais produtos dos organismos fermentativos. A acidogênese é realizada por bactérias, em sua maioria, anaeróbias estritas. Porém, algumas espécies podem metabolizar o material orgânico por via oxidativa. A conversão dos produtos da acidogênese é realizada pelas bactérias acetogênicas, que caracterizam uma fase intermediária produtora de substratos para a produção de metano, tais como acetato, hidrogênio e dióxido de carbono. A etapa final do processo é devida às arqueias metanogênicas, as quais são subdivididas em hidrogenotróficas e acetoclásticas (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994).

Contudo, a harmonia entre os grupos bacterianos envolvidos no processo de formação do biogás está estreitamente relacionada às condições ambientais, principalmente a temperatura, que tem forte influência no metabolismo das arqueias metanogênicas. A taxa ótima para a digestão anaeróbia ocorre na faixa de 30 a 35 °C.

3.2.2 - Lagoa Facultativa

A lagoa facultativa é caracterizada por apresentar dois ambientes de degradação da matéria orgânica no seu interior. Esta condição é estabelecida a partir de critérios físicos e operacionais do projeto, de forma a promover nas camadas mais superiores da massa líquida a oxidação aeróbia e na camada mais profunda, processos anaeróbios de digestão da matéria orgânica.

Esta lagoa, quando recebe esgoto sanitário bruto, sem qualquer processo prévio de tratamento é denominada de lagoa facultativa primária. No entanto, quando efluentes de tratamento primário são lançados em uma nova unidade de tratamento do sistema, diz-se que este compartimento é uma lagoa facultativa secundária (OLIVEIRA, 1990).

O princípio biológico do tratamento de esgoto na lagoa facultativa está baseado na fisiologia de dois grupos de microrganismos que coexistem em condição sintrófica: bactérias heterotróficas e organismos fitoplanctônicos. A matéria orgânica solúvel e finamente particulada é decomposta inicialmente pelas bactérias aeróbias heterotróficas presentes na camada superior da lagoa, que constitui a zona aeróbia. O produto desta decomposição é principalmente o gás carbônico, o qual é assimilado pelo fitoplâncton através da fotossíntese para a constituição de sua matéria viva. O subproduto da respiração aeróbia é o CO_2 , que é utilizado como fonte de carbono pelo fitoplâncton. No entanto, na ausência de oxigênio livre, os microrganismos decompositores utilizam outros aceptores de elétrons, como nitratos e sulfatos. Tal situação pode ser encontrada na região intermediária da coluna de água da lagoa, denominada de zona facultativa. O compartimento que acumula o lodo formado devido à sedimentação da matéria orgânica particulada e que está no fundo da lagoa é denominado de zona anaeróbia. O lodo é decomposto anaerobiamente e convertido, principalmente, a gás carbônico, água e metano. Após um longo período de tempo, somente o material inerte, não biodegradável, permanece no fundo da lagoa (VICTORETTI, 1964; VON SPERLING, 1996).

Segundo Kellner e Pires (1998), as condições aeróbias predominam durante a maior parte do dia na porção iluminada da coluna de água, em função da produção de oxigênio pelos organismos fitoplanctônicos e reaeração atmosférica superficial.

Entretanto, a concentração de oxigênio dissolvido na coluna de água diminui à medida que a penetração da luz solar também diminui ao longo da profundidade da lagoa, até atingir um ponto chamado de oxipausa, onde não há oxigênio. De acordo com Silva e Mara (1979), os processos de degradação anaeróbia iniciam a partir da oxipausa.

A luz foi citada por Kayombo et al. (2002) como a variável ambiental que exerce influência indireta na remoção de nutrientes (N e P), uma vez que a radiação solar fotossinteticamente ativa incidente provoca o desenvolvimento do fitoplâncton, cuja atividade fotossintética resulta no aporte de oxigênio dissolvido para o meio reacional e aumento do pH e, conseqüentemente, remoção de nitrogênio pela assimilação biológica, sedimentação e volatilização da amônia;

enquanto o fósforo orgânico pela sedimentação, precipitação do fosfato e pela assimilação biológica.

Assim, o processo fotossintético é a chave para as transformações bioquímicas no interior da lagoa facultativa. Neste processo, a energia solar é convertida em energia química, onde o CO₂ é usado como fonte de carbono pelos organismos fotoautotróficos e a luz como fonte de energia para impulsionar a reação.

No período de maior atividade fotossintética (horas do dia com maior incidência de radiação solar) a taxa de produção de O₂ supera a taxa de respiração das bactérias heterotróficas. Para a manutenção do equilíbrio químico, o íon bicarbonato presente no meio reacional se dissocia, o que leva a liberação dos íons hidroxila, e conseqüente, aumento do pH (Equação 3.1). Dessa forma, a fotossíntese tem efeito direto no pH da zona aeróbia da lagoa facultativa.

O aumento do pH favorece a formação de amônia, que se desprende da massa líquida pela volatilização, como mostra a Equação 3.2:

Segundo Freitas (2006), a amônia tende a sair mais rapidamente da lagoa facultativa à medida que a temperatura e o pH se elevam, uma vez que a solubilidade da amônia diminui com o aumento da temperatura. O referido autor explica que, quando a temperatura do meio varia entre 25°C e 30°C, o mecanismo de volatilização da amônia depende do tempo de detenção hidráulico.

Para Ceballos (2000), quando uma lagoa facultativa apresenta baixo tempo de detenção hidráulico, a comunidade fitoplancônica não se desenvolve de forma integrada o suficiente para ocasionar a estabilização da matéria orgânica.

Na lagoa facultativa, o tempo de detenção varia, preferencialmente, de 15 a 45 dias, e pode representar um fator primordial para a eficiência do sistema (VON SPERLING, 1996).

O efluente da lagoa facultativa convencional da ETE de Jacupiranga - SP estudada por Hoeppener (2007) apresentou maiores concentrações de nitrogênio amoniacal (25 mg.L^{-1}) no mesmo período em que o intervalo de temperatura foi maior e variou de $19,9^\circ\text{C}$ a 30°C . Enquanto, para o mesmo período de amostragem, a maior variação do pH esteve entre 0,0 m e 0,2 m da coluna de água, onde os valores foram de 8,8 e 7,1, respectivamente. O maior tempo de detenção hidráulico foi observado neste mesmo período (49,7 dias) e significativa redução da vazão afluente.

Todavia, estudos conduzidos por Ferrara e Avci (1982) demonstraram que a assimilação de nitrogênio amoniacal pela comunidade fitoplanctônica é favorecida sempre que o pH do meio for igual ou superior a 9,5 e que este mecanismo remove mais amônia do que a volatilização. No entanto, o nitrogênio incorporado à biomassa pode retornar a coluna de água após a morte e posterior sedimentação das células no fundo da lagoa, onde serão degradadas pela atividade bacteriana, resultando na liberação de amônia.

Outro mecanismo de remoção de nitrogênio que pode ocorrer em lagoas facultativas é a oxidação do íon amônio a nitrato e, posterior redução do nitrato a nitrito, óxido nitroso e nitrogênio molecular. Estes processos são denominados nitrificação e desnitrificação, respectivamente. Porém, segundo Metcalf e Eddy (2003), longos tempos de detenção hidráulico e baixas concentrações de amônia livre são necessários para o desenvolvimento de bactérias nitrificantes.

A remoção do fósforo por sedimentação ocorre assim que a matéria orgânica particulada, procedente do afluente, deposita-se sobre a camada de lodo no fundo da lagoa. Os fatores mais importantes que controlam este mecanismo são: natureza do material sedimentável, temperatura, pH e florações de espécies fitoplanctônicas.

O ortofosfato é a forma energeticamente mais favorável à assimilação biológica, enquanto o fósforo orgânico dissolvido só poderá ser absorvido pelos microrganismos autotróficos após hidrólise resultante da ação da enzima fosfatase produzida pelo bacterioplâncton e zooplâncton (MENDONÇA, 2000).

Estudos realizados por Freitas (2006), em um sistema de duas lagoas anaeróbias em série seguidas por uma lagoa facultativa, a qual apresenta tempo de detenção hidráulico de 18,7 dias e 1,8m de profundidade em João Pessoa – PB mostraram altas relações ortofosfato solúvel/fósforo total, o que indica elevada biomassa produzida pelo sistema, pois o fitoplâncton contribui

significativamente para a concentração de fósforo orgânico na coluna de água (MARA e PEARSON, 1986).

A precipitação química do fósforo ocorre em virtude da afinidade entre o ortofosfato e cátions metálicos como, alumínio, ferro e cálcio. Neste sentido, o processo de sedimentação química ocorrerá à medida que cátions metálicos estiverem presentes na coluna de água, sob condições de elevado pH (VON SPERLING, 1996; FREITAS, op. cit.).

3.2.3 - Lagoas de Maturação

Dos três tipos básicos de configuração das lagoas de estabilização, as lagoas de maturação são as mais rasas e por isso, com maiores requisitos de área. As pequenas profundidades são em virtude do principal objetivo dessas unidades de tratamento de esgotos: a remoção de microrganismos patogênicos.

A área superficial requerida justifica-se para que haja um maior contato da massa líquida, por toda a extensão da coluna de água, com a radiação solar, que é o principal fator abiótico para a remoção de bactérias patogênicas.

Destinam-se a essas lagoas, os efluentes previamente tratados e com um aporte de oxigênio dissolvido necessário à manutenção da condição de total aerobiose requerida para a remoção da matéria orgânica remanescente.

Do ponto de vista biológico, os mesmos fenômenos da oxidação aeróbia presentes nas lagoas facultativas são reproduzidos também nas lagoas de maturação. Von Sperling et al. (2003) atribuíram a estas lagoas, as maiores eficiências na remoção de ovos de helmintos e cistos de protozoários. O mecanismo de remoção desses microrganismos ocorre por sedimentação, pelo longo tempo de detenção hidráulico que as lagoas de maturação apresentam, se for considerado o tempo global das outras unidades de tratamento que as precede.

Porém, os fatores abióticos como a radiação solar e temperatura, associados a elevados valores de pH e oxigênio dissolvido, estão mais intensamente envolvidos com a produção de um efluente com melhor qualidade microbiológica.

3.3 - Sistemas Combinados de Lagoas e Padrões de Lançamento de Efluentes

Ao considerarmos os sistemas de lagoas de estabilização, formados pela combinação de diferentes tipos de lagoas (anaeróbias, facultativas e maturação), que por sua vez, podem estar dispostas em paralelo ou em série, podemos identificar variantes com diferentes níveis de simplicidade operacional e requisitos de área, com a finalidade de obter melhores eficiências na remoção de poluentes (KÖNIG, 1990; KELLNER e PIRES, 1998; MENDONÇA, 2000; MIWA, 2007).

As configurações mais usadas são as lagoas facultativas unitárias, precedidas de tratamento preliminar; os sistemas de lagoas anaeróbias seguidas por lagoas facultativas e as lagoas aeradas mecanicamente seguidas por lagoas de decantação ou maturação (Von SPERLING, 1996).

Conforme alguns autores (PEARSON, MARA e ARRIDGE, 1995) as diferentes configurações dos sistemas de lagoas de estabilização objetivam a obtenção de efluentes com qualidade que atenda aos padrões de lançamento estabelecidos pelas legislações ambientais vigentes.

No Brasil, o órgão normativo que regulamenta e constitui as condições e padrões de lançamento de efluentes em corpos de água é o CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente), o qual através de sua Resolução nº. 357/05, art. 28, estabelece que os efluentes não devem conferir ao corpo de água receptor características em desacordo com os padrões de qualidade conferidos a sua classe de enquadramento.

Segundo a norma supracitada, os corpos de água são classificados de acordo com os seus usos preponderantes mais restritivos, atuais ou pretendidos e devem obedecer aos padrões de qualidade específicos para cada classe. Na hipótese da falta de enquadramento, as águas doces são consideradas classe 2.

Não obstante, compete aos órgãos ambientais estaduais acrescentar outras condições e padrões de lançamento de efluentes, de caráter mais restritivo a norma federal, tendo em vista as condições locais. Assim, as diferentes configurações dos sistemas de lagoas de estabilização apresentam características próprias que conferem a cada uma delas vantagens e desvantagens para a implantação desse processo de tratamento de águas residuárias, de modo que a geração de efluentes atenda aos padrões estabelecidos pela legislação ambiental.

Uma comparação entre os principais fatores de interesse para a instalação desses sistemas, feita por Von Sperling (1996), é apresentada na Tabela 3.1.

Tabela 3.1 – Características dos principais sistemas de lagoas de estabilização.

Item geral	Item específico	Sistemas de lagoas			
		Facultativa	Anaeróbia – facultativa	Aerada-facultativa	Aerada de mistura completa - decantação
Eficiência	DBO (%)	70 - 85	70 - 90	70 - 90	70 - 90
	Nitrogênio (%)	30 - 50	30 - 50	30 - 50	30 - 50
	Fósforo (%)	20 - 60	20 - 60	20 - 60	20 - 60
	Coliformes (%)	60 - 99	60 - 99,9	60 - 96	60 - 99
Requisitos	Área (m ² /hab)	2,0 - 5,0	1,5 - 3,5	0,3 - 0,6	0,2 - 0,5
	Potência (W/hab)	≈ 0	≈ 0	1,0 - 1,7	1,0 - 1,7
Custos	Implantação (US\$/hab)	10 - 30	10 - 25	10 - 25	10 - 25

Fonte: Von Sperling (1996).

Segundo a Tabela 3.1, a lagoa facultativa primária apresenta a desvantagem em relação aos demais sistemas combinados de exigir grande requisitos de área. Para De Castro (2005) esse fator torna inviável a implantação de lagoas primárias em grandes centros urbanos, onde há elevado adensamento populacional, em função do uso e ocupação do solo e pelo elevado valor agregado das terras.

Em contrapartida, as lagoas aeradas mecanicamente apresentam a vantagem de requisitos de áreas inferiores aos sistemas de lagoa anaeróbia – facultativa, contudo, devido à introdução de equipamentos, os requisitos de energia elétrica são elevados.

Outro aspecto importante que a Tabela 3.1 traz é a eficiência de remoção das principais variáveis do monitoramento de efluentes. Segundo o autor, as porcentagens de remoção da DBO e nutrientes não variam em função das diferentes configurações de sistemas apresentadas. Somente o sistema de lagoa anaeróbia seguida por facultativa apresentou uma casa logarítmica a mais na remoção de coliformes. No entanto, o sistema formado por lagoa aerada mecanicamente seguida por facultativa apresentou a menor faixa de remoção para coliformes.

Almeida et al. (2003) estudaram as condições operacionais de uma lagoa anaeróbia profunda (8,0 m), na cidade de João Pessoa-PB. Esses autores concluíram que o desempenho da lagoa

estudada é tipicamente o mesmo de lagoas anaeróbias convencionais. A lagoa anaeróbia profunda apresentou eficiência na remoção da DBO de apenas 70% e coliformes termotolerantes de 90%.

Contudo, a maior desvantagem das lagoas anaeróbias é o mau odor ocasionado pela liberação de gás sulfídrico, resultante da degradação das proteínas e da redução do sulfato. Como vantagem, este tipo de lagoa apresenta pequena produção de biomassa microbiana, devido à conversão da matéria orgânica em metano, que é eliminado na forma gasosa para a atmosfera.

3.4 - Comunidade fitoplanctônica em lagoas facultativas

O fitoplâncton (do grego *phytos* – planta e *plagktós* - plâncton) está inserido em um grupo de microrganismos autotróficos e heterotróficos que flutuam livremente, de acordo com os movimentos das águas, ou com movimentos fracos por apresentarem algumas adaptações evolutivas (ESTEVES, 1998; CALIJURI; ALVES; DOS SANTOS, 2006).

Todos os componentes do fitoplâncton são conhecidos popularmente pelo termo “alga”, utilizado para designar enorme variedade de diferentes morfologias, tamanhos, funções orgânicas e ecológicas. Autores como Bicudo e Menezes (2006) concordam em dizer que o aspecto negativo da caracterização das algas é a larga variação de estruturas, formas de reprodução, origens evolutivas, processos fisiológicos e de ambientes em que podem ser encontrados os organismos reunidos sob esta denominação. Calijuri, Alves e Dos Santos (2006), ressaltam que apesar do termo “alga” ser popular e muito utilizado, ele não representa uma divisão taxonômica, uma vez que a única característica em comum entre os organismos assim denominados é a autotrofia, ainda que algumas espécies cresçam de forma heterotrófica.

Neste sentido, uma das características mais importantes no metabolismo da comunidade fitoplanctônica é a notável flexibilidade de substratos que podem ser assimilados para a síntese de energia vital. A principal via de produção de alimento é a fotossíntese. No entanto, algumas espécies são capazes de crescer na ausência de luz, desde que lhes estejam disponíveis substâncias de alto teor energético como os carboidratos, ácidos graxos e acetatos, através do processo conhecido por quimiossíntese. Outros grupos são capazes de assimilar seu alimento sob forma líquida, por osmose (através da membrana celular) ou sob a forma de partículas

(fagocitose), como suplemento à fotossíntese ou como única via de assimilação (BICUDO e MENEZES, 2006). As cianobactérias, por exemplo, são fototróficas obrigatórias na sua maioria, embora, algumas espécies filamentosas utilizam substâncias orgânicas como fonte de carbono e energia, na ausência de luz (CALIJURI, ALVES e DOS SANTOS, 2006).

Contudo, estes organismos têm grande influência na biologia e na química das lagoas facultativas, de tal modo, que sua presença permite a ocorrência dos processos de decomposição aeróbia da matéria orgânica. Outro papel importante que assumem é a remoção de parte dos nutrientes, em especial nitrogênio e fósforo, pela assimilação desses elementos essenciais ao seu desenvolvimento (KELLNER e PIRES, 1998).

O nitrogênio presente na massa líquida sob a forma de íon amônio (NH_4^+) e o fósforo orgânico convertido a ortofosfato são diretamente absorvidos pelo fitoplâncton.

Todavia, Gonçalves (2008) destaca que elevadas densidades do fitoplâncton representam uma das principais desvantagens das lagoas facultativas, pois contribuem para o aumento da matéria orgânica no efluente final do sistema.

A liberação de fosfato após a morte das células é bastante rápida devido à desfosforilação do fósforo particulado pela enzima fosfatase presente no interior das células fitoplanctônicas. O ortofosfato liberado pode ser utilizado por microrganismos decompositores no sedimento ou ser ressuspenso para a coluna de água para a formação de novas células (ESTEVES, 1998). A comunidade fitoplanctônica também pode sofrer lise celular e liberar o nitrogênio amoniacal novamente para a massa líquida, e assim, também, favorecer o aumento da biomassa no sistema.

Experimentos, em escala piloto, feitos por Barroso (2001) em uma lagoa facultativa primária profunda (2,3m) mostraram altas correlações significantes e positivas entre a biomassa, em termos de concentração média de clorofila *a* e concentração bruta da DBO₅ e DQO. No entanto, o estudo de correlação das variáveis: DBO₅, DQO e clorofila *a* em amostras filtradas mostrou alta correlação significativa com coeficientes negativos, o que indica uma relação inversamente proporcional entre a biomassa e as frações solúveis da matéria orgânica.

Contudo, as substâncias solúveis presentes no interior das lagoas facultativas originam-se de fontes exógenas, a partir da precipitação atmosférica, pelo arraste de partículas através do escoamento superficial e erosão do solo, bem como, contribuições brutas dos afluentes e, também, fontes endógenas ao sistema.

As fontes endógenas, ligadas à formação dessas substâncias pelos processos de estabilização da matéria orgânica, estão associadas às interações estabelecidas entre os compartimentos do sistema planctônico (fitoplâncton, bacterioplâncton e zooplâncton) e o sedimento.

A Figura 3.1 representa as diferentes fontes de formação das substâncias solúveis em corpos de água e demonstra as interações presentes entre os compartimentos do sistema planctônico e o sedimento, em analogia aos processos que ocorrem no interior das lagoas facultativas.

Figura 3.1 - Interações entre substâncias dissolvidas no ambiente aquático e os compartimentos do sistema planctônico e o sedimento. Fonte: Adaptado de Barroso (2001).

Os mecanismos de assimilação, secreção e autólise podem ser apontados como os principais processos interativos entre o fitoplâncton e as substâncias dissolvidas no meio reacional. Destacando-se os dois últimos mecanismos, cujo resultado é o lançamento de produtos extracelulares na coluna de água.

A sedimentação de formas nitrogenadas e fosfatadas ocorre à medida que o material orgânico particulado é depositado sobre a camada de lodo no fundo da lagoa através de fatores físicos, químicos e biológicos (temperatura, pH e morte celular). O material depositado no sedimento é mineralizado anaerobiamente ou ressuspenso para a massa líquida, o que constitui um dos mecanismos que reduz a eficiência de remoção dos nutrientes (FREITAS, 2006).

Dessa forma, em lagoas facultativas, o fitoplâncton ocupa um lugar de relevante importância no intercâmbio com as substâncias dissolvidas presentes no meio. No entanto, os compostos orgânicos solúveis liberados pela secreção das células fitoplanctônicas constituem os produtos extracelulares do seu metabolismo e não devem ser confundidos com as substâncias produzidas e liberadas em decorrência de morte celular (SCHMIDT, W; HAMBSCH, B; PELZOLDT, H. 1998).

Segundo Esteves (1998), o ácido glicólico ($\text{CH}_2\text{OH.COOH}$) é o principal composto produzido pela comunidade fitoplanctônica e comprovadamente excretado em todas as fases de crescimento (exponencial, estacionária e senescência) dos microrganismos. Outros produtos da excreção também podem ser citados com a mesma propriedade: carboidratos, proteínas, enzimas, substâncias voláteis e compostos que estimulam ou inibem o crescimento de outros organismos: vitaminas, antibióticos e toxinas (BARKER e STUCKEY, 1999).

Estudos realizados por Watanabe et al. (2008) para o desenvolvimento de um novo meio de cultura de microrganismos baseado na utilização de metabólitos fotossintéticos da clorofícea *Chlorella sorokiniana* demonstraram que os compostos orgânicos liberados (carbono orgânico extracelular) pela referida espécie podem desempenhar uma importante função como fonte nutritiva para simbioses heterotróficas. Os autores relataram que o conhecimento detalhado da composição química dos metabólitos fotossintéticos liberados por espécies de algas e utilizados por organismos heterotróficos ainda é deficiente. Embora tenham detectado, através de cromatografia de troca iônica de alta performance (HPAEC-PAD), carboidratos dissolvidos como, sacarina, D-galactose, D-ribose, entre outros açúcares e vários aminoácidos, o glicolato (um sal ou éster do ácido glicólico) não foi detectado por cromatografia líquida de alta performance (HPLC).

No tocante a produção de toxinas, algumas espécies de cianobactérias que formam florações e produzem cianotoxinas representam um problema sanitário para os gestores de sistemas de

tratamento de esgoto por lagoas facultativas. A preocupação com a possível liberação desses metabólitos deve-se ao seu efeito tóxico à vida de animais vertebrados, inclusive humanos.

Esses sistemas de tratamento oferecem excelentes condições ambientais ao desenvolvimento de cianobactérias, tais como elevadas concentrações de nutrientes (N e P), valores de pH acima de 8,0 e intensa incidência da radiação solar.

Alguns pesquisadores acreditam que a produção de toxinas pode estar relacionada às condições de crescimento ou à competição por recursos. Segundo Sant'anna et al.(2006) as cianotoxinas são liberadas para o meio externo somente após lise celular (endotoxinas), que pode ocorrer naturalmente por meio da morte da célula ou através de estresse químico, como o contato com algicidas. Porém, Calijuri, Alves e dos Santos (2006) relatam que ainda não existem evidências seguras de que as cianobactérias secretam suas toxinas para o ambiente. Estes autores explicam que o mais comum é o aumento da concentração de toxina na água após a redução das florações, decorrente de mudanças nas condições ambientais ou após processos de tratamento da água com fins de abastecimento público, o que causa a lise das células.

As intoxicações ocorrem pela ingestão de água e consumo de pescados contaminados ou por contato direto com a pele.

A ação nos organismos e o potencial tóxico das cianotoxinas após sua liberação para o meio externo dependem de fatores como as interações com outras substâncias dissolvidas, biodegradação, transporte entre componentes do ecossistema, vias de contaminação e tempo de contato, assim como, a dinâmica das substâncias tóxicas nos organismos e sua atuação nos sítios de ação (CALIJURI; ALVES; DOS SANTOS, op. cit.).

Dessa forma, a variação temporal da estrutura e das funções da comunidade fitoplanctônica é fundamentalmente importante para o metabolismo dos sistemas aquáticos, uma vez que esses ambientes estão sujeitos a grande variabilidade temporal, resultante das interações dos aspectos bióticos e abióticos intervenientes (CALIJURI, 1999).

No entanto, em dois sistemas de lagoas operados em série (lagoa anaeróbia seguida por lagoa facultativa), estudados por Casali (2008) em quatro épocas do ano ao longo do ciclo diário, a diversidade de espécies foi semelhante e não foi observada variabilidade temporal significativa e heterogeneidade espacial na estrutura da comunidade fitoplanctônica, como é esperado em ambientes naturais. Não obstante, a densidade fitoplanctônica permaneceu constante em toda coluna de água da lagoa facultativa de um dos sistemas estudados, mesmo ocorrendo

estratificação térmica. Nas amostras analisadas, dois grupos fitoplanctônicos foram abundantes ou predominantes: clorofíceas e cianobactérias.

O estudo conduzido por Gonçalves (2008) em uma lagoa de maturação com 1,01 m de profundidade útil, na região do submédio São Francisco, no município de Petrolândia- PE, onde o clima é semi-árido, as precipitações registradas não ocorreram com intensidade suficiente para interferir no grau de estabilidade da coluna de água. Vale ressaltar que a região apresenta índice pluviométrico de apenas 435 mm/ano e temperaturas mais amenas de 27 a 28 °C nos períodos chuvosos. Entretanto, a autora relata que as cianobactérias *Microcystis aeruginosa* e *Merismopedia tenuissima* ocorreram com maior frequência nas amostras coletadas no período que houve registro de precipitação nas 24 horas que antecederam a coleta (2 mm). O gênero *Oscillatoria* e a espécie *Chroococcus turgidus*, igualmente pertencentes à classe das cianobactérias, ocorreram densamente tanto em campanhas de amostragem que sucederam alguma precipitação quanto àquelas que não foram registrados nenhuma chuva, o que evidencia, neste caso, que a precipitação não foi variável determinante para o grupo.

Neste sentido, outra realidade foi apresentada nos sistemas estudados por Casali (2008) na região do Baixo Ribeira do Iguape- SP, nos municípios de Jacupiranga e Pariguera-Açu. Nestes municípios, precipitações máximas de 318,2 e 419,5 mm, respectivamente, foram registradas durante o período de estudo. As menores precipitações estiveram em 18,5 mm no município de Jacupiranga e 14,5 mm no município de Pariguera-Açu. Neste caso, a precipitação influenciou na concentração de nutrientes e na densidade fitoplanctônica, pois, as menores densidades fitoplanctônicas e concentrações de nutrientes foram observadas no período de maior precipitação. Enquanto no período que não ocorreu precipitação significativa, os valores obtidos para essas duas variáveis foram maiores. Nas lagoas facultativas dos dois sistemas estudados, cianobactérias e clorofíceas foram predominantes em períodos alternados.

De acordo com Odum (1988), a ocorrência e a dominância de um organismo ou de um grupo de organismos dependem de uma série de condições. Este autor afirma que aqueles organismos mais tolerantes às oscilações dos fatores físicos do meio serão provavelmente os mais amplamente distribuídos. A estratificação térmica da coluna de água, controlada pela temperatura e intensidade da radiação solar, foi citada por König (1990) como um importante fator na distribuição vertical dos organismos fitoplanctônicos em lagoas facultativas.

Para Reynolds (1988), as espécies fitoplanctônicas dominantes em determinados períodos apresentam vantagens evolutivas, que permitem o estabelecimento delas em ambientes adversos às outras espécies que não possuem tais adaptações. Com isso, as características particulares de cada espécie permitem o conhecimento e a interpretação dos processos de sucessão ecológica que ocorrem no sistema. Além disso, fatores intrínsecos, intra-específicos, como estratégias de sobrevivência desenvolvidas pelos organismos, estão relacionados à variabilidade temporal do ambiente.

Neste sentido, Reynolds (op. cit) estruturou os componentes da comunidade fitoplanctônica em três categorias em função dos papéis ecológicos que desempenham no ecossistema. O autor chamou de C-estrategistas aqueles organismos pioneiros ou colonizadores, de pequenas dimensões e rápidos eventos reprodutivos, os quais são extremamente competidores e dominam ambientes com alta incidência de radiação solar e elevadas concentrações de nutrientes. As clorofíceas, particularmente da ordem Chlorococcales, foram citadas por Crossetti e Bicudo (2005) como típicos representantes desta categoria. O segundo grupo pertence ao R-estrategistas: organismos adaptados a ambientes que sofrem freqüentes perturbações ou turbulência (bacilariofíceas); e por último está o grupo do S-estrategistas, que compreende espécies tolerantes às condições adversas do ambiente, sobretudo, rígidas restrições nutricionais, pois apresentam uma série de estratégias de sobrevivência que lhes permitem vantagem competitiva (cianobactérias em geral).

Depois disso, Reynolds (1997) propôs associações funcionais das espécies fitoplanctônicas que compartilham características ecofisiológicas, as quais favorecem potencialmente a dominância ou predominância de determinados grupos. Em seguida, Reynolds et al. (2002) consolidaram o conceito dos grupos funcionais com a adoção de um esquema de codificação baseado principalmente em fatores adaptativos, os quais não são específicos para apenas um grupo filogenético.

A seleção ou exclusão desses fatores pelas condições obtidas em dado sistema não prediz dominância de espécies, mas pode restringir as probabilidades para um grupo funcional bem representado em determinado hábitat (REYNOLDS et al., op. cit.).

Neste sentido, Padisák, Crossetti e Naselli-Flores (2008) fizeram uma revisão crítica do uso e eventual aplicação errônea da classificação funcional do fitoplâncton. Estes autores argumentaram que o largo emprego do conceito de grupos funcionais, para descrever padrões

fitoplanctônicos em vários ecossistemas aquáticos, permitiu o reconhecimento de alguns aspectos ambíguos deste conceito. Então, a partir disso, os referidos autores forneceram uma detalhada descrição das típicas aplicações errôneas e modificaram alguns dos habitats originais e distribuição das espécies.

Conforme estudo da distribuição espacial e temporal da comunidade fitoplanctônica e das variáveis ecológicas de um reservatório tropical, os fatores que mais influenciam na determinação da dominância ou não de grupos específicos são a sazonalidade e as condições tróficas do ambiente (FALCO, 2000). No entanto, ao considerarmos as lagoas facultativas, Barroso (2001) enfatiza que a carga orgânica aplicada exerce influência direta na composição fitoplanctônica, em termos de diversidade, e promove o desenvolvimento de uma biomassa composta de poucos gêneros. Lagoas facultativas que recebem cargas superficiais na faixa de 170 a 230 KgDBO₅/ha.dia são mais favoráveis ao desenvolvimento da biomassa (KÖNIG, 1984).

De acordo com Gloyna (1973), a distribuição espacial das espécies em determinado ecossistema segue o gradiente de concentração de matéria orgânica, resultando no desenvolvimento de populações estáveis. A diminuição na frequência de espécies de flagelados (clamidofíceas) foi observada por König (2000) como resultado da diminuição da carga orgânica e da concentração de amônia, o que favoreceu, em contrapartida, o aumento na frequência de clorofíceas.

A coexistência de vários organismos numa dada área ou comunidade é possível devido a uma interação competitiva que se estabelece e provoca muitas adaptações seletivas. No entanto, a composição fitoplanctônica nos sistemas aquáticos está diretamente influenciada por pulsos resultantes da entrada de matéria orgânica, com a conseqüente disponibilidade de nutrientes, o que altera as distribuições longitudinais e verticais do fitoplâncton (ODUM, 1988; CALIJURI, 1988).

Segundo Falco (op.cit), a inconstância do ambiente resultará em uma biota característica, composta por poucos indivíduos menos especializados, mas de crescimento rápido (C-estrategistas) e muitos indivíduos distintos (R- e S-estrategistas), que ocorrem raramente, porém contribuem com a diversidade do meio.

Neste contexto, Fiorini (2004) comenta que as alterações na composição e abundância da comunidade fitoplanctônica podem ser respostas à variabilidade ambiental dentro do sistema, a

dependem da frequência e intensidade, podem mostrar-se como uma perturbação ao caráter qualitativo e quantitativo da biota existente.

Dado o exposto, a variabilidade temporal e função da comunidade fitoplanctônica em lagoas facultativas exercem importância fundamental no funcionamento dessas unidades de tratamento de esgoto sanitário. Os aspectos biológicos dos sistemas ainda são pouco estudados e requerem maior aprofundamento, a fim de subsidiar a tomada de decisão daqueles gestores que monitoram a eficiência das estações de tratamento e, sobretudo, garantir a produção de efluentes compatíveis com a sustentabilidade dos sistemas e manutenção da saúde ambiental.

4.MATERIAL E MÉTODOS

4.1 - Área de Estudo

O presente estudo foi desenvolvido no Módulo III da Estação de Tratamento de Esgoto de Mangabeira (ETE-Mangabeira), sul da cidade de João Pessoa - PB (7°10"Sul; 34°49"Oeste). A capital paraibana possui 674.762 habitantes e o bairro Mangabeira é o mais populoso da região metropolitana, com cerca de 100.000 habitantes. A cidade de João Pessoa está situada a 40 m acima do nível do mar, apresenta clima tropical-úmido com 74% de umidade relativa do ar, temperatura média anual de 26 °C e precipitação pluviométrica de 1844,2 mm/ano (média de chuvas acumuladas de 2005 a 2008) com período chuvoso bem marcado entre os meses de abril a julho e registros de precipitação nos demais meses do ano, porém, com menor frequência e intensidade (IBGE, 2009; AESA, 2009; INMET, 2009).

A operação e monitoramento da ETE-Mangabeira são realizados pela Companhia de Água e Esgotos da Paraíba–CAGEPA. O sistema faz parte do plano de saneamento da cidade de João Pessoa, que de acordo com a Secretaria de Estado da Infra-Estrutura (2006) possui 52% da cobertura por esgotamento sanitário. Dentro deste universo, 90% do esgoto coletado são destinados ao tratamento e 10% são encaminhados para um sistema de diluição que recebe água do mar por ocasião das altas marés e libera o esgoto diluído nas marés vazantes. Da parcela destinada ao tratamento, apenas 30% são designados a ETE-Mangabeira e representam a contribuição de três bairros: Mangabeira, Conjunto Ernesto Geisel e Valentina Figueiredo, que juntos formam a bacia hidrográfica do Paratibe. A parcela restante do esgoto coletado (70%), originária da bacia do baixo Paraíba, é encaminhada a outra estação de tratamento, também localizada na região metropolitana de João Pessoa: a ETE-Róger. A Figura 4.1 ilustra toda esta distribuição.

Figura 4.1 - Distribuição do esgotamento sanitário na cidade de João Pessoa-PB em 2009.

4.1.1 - Descrição da ETE-Mangabeira

A estação foi projetada para operar com quatro módulos de tratamento dispostos em paralelo, onde cada módulo apresentaria a mesma configuração: três lagoas em série: a primeira, aerada com mistura completa; a segunda, aerada facultativa e a terceira de maturação.

No entanto, apenas três módulos foram construídos até o presente e ao longo da operação do sistema, a configuração inicial foi modificada com a retirada dos aeradores das primeiras lagoas. Com isso, cada módulo passou a operar com duas lagoas anaeróbias seguidas por uma facultativa. A Figura 4.2 apresenta a vista aérea da ETE-Mangabeira com seus três módulos de tratamento.

Figura 4.2 - Vista aérea da ETE-Mangabeira. Fonte: *Google Earth*

Os efluentes gerados em cada módulo são reunidos e encaminhados por uma mesma tubulação para o lançamento no Rio Cuiá, o qual desemboca no oceano, a poucos quilômetros da estação. A Figura 4.3 mostra uma representação esquemática da ETE-Mangabeira, destaca o módulo III com as tubulações de entrada do esgoto bruto e a convergência dos efluentes dos três módulos para o lançamento no corpo receptor, o qual foi enquadrado na classe 3 pelo órgão ambiental de João Pessoa-PB.

Figura 4.3 - Representação esquemática da ETE-Mangabeira que destaca o Módulo III e as tubulações de entrada do esgoto bruto e confluência dos efluentes dos três módulos para o lançamento no corpo receptor. Fonte: Adaptado de Freitas (2006).

As Figuras 4.4 e 4.5 mostram, respectivamente, o trecho do Rio Cuiá que recebe os despejos da ETE-Mangabeira até a desembocadura no oceano e a vegetação aquática existente na maior parte de sua extensão.

ETE-MANGABEIRA

Figura 4.4 - Trecho do Rio Cuiá que recebe os lançamentos da ETE-Mangabeira e desembocadura no oceano. Fonte: *Google Earth*.

Figura 4.5 - Trecho do Rio Cuiá com a vegetação aquática existente. Fonte: *Google Earth*

4.1.2 Características físicas e operacionais do Módulo III

Diferente dos dois primeiros módulos, que recebem os esgotos do Bairro Mangabeira e do Conjunto Habitacional Ernesto Geisel e operam com as vazões de entrada divididas de acordo com manobras operacionais, o módulo III recebe apenas o esgoto sanitário do Conjunto Habitacional Valentina Figueiredo.

O referido módulo foi implantado para tratar o esgoto sanitário produzido por uma população estimada em 33.125 habitantes (ocupação total do Bairro Valentina Figueiredo.) e uma contribuição de esgotos per capita, incluindo infiltração, de 250 L/hab.dia.

As Tabelas 4.1 e 4.2 resumem, respectivamente, as características físicas e operacionais de projeto do módulo estudado.

Tabela 4.1 - Características físicas do módulo III da ETE – Mangabeira.

LAGOAS	DIMENSÕES (m)			ÁREA (ha)	VOLUME (m ³)
	Comprimento	Largura	Profundidade		
Anaeróbia 1	73,0	73,0	3,7	0,40	14895
Anaeróbia 2	73,0	73,0	3,7	0,40	14895
Facultativa	236,5	148,0	1,8	3,2	57925

Fonte: CAGEPA, 1981.

Tabela 4.2 - Características operacionais de projeto do módulo III da ETE – Mangabeira.

LAGOAS	Vazão Média do Afluente (m ³ /dia)	TDH (dia)	Carga de DBO5	
			Superficial (KgDBO ₅ /ha.dia)	Volumétrica (gDBO ₅ /ha.dia)
Anaeróbia 1	8275	1,8	-	124
Anaeróbia 2	8275	1,8	-	43,4
Facultativa	8275	7,0	163,3	-

Fonte: CAGEPA, 1981.

Para a avaliação das condições operacionais reais da lagoa facultativa do módulo III, no que se refere à população (hab) efetiva atendida pelo sistema, o número de residências com ramais prediais ligados à rede coletora de esgoto foi levantado junto ao setor comercial da Cagepa e subsequente, cada ramal foi multiplicado pelo fator 5, o que corresponde a média de

habitantes por residência. Vale ressaltar que o bairro Valentina Figueiredo é primordialmente composto por casas populares, sem a presença de condomínios verticais.

A partir disso, a vazão média do afluente ($L \cdot dia^{-1}$), incluindo infiltração, foi estimada considerando o consumo per capita de água das residências com ligação de esgoto ($L \cdot hab^{-1} \cdot dia^{-1}$), através das equações 4.1 e 4.2, respectivamente:

$$Q_a = POP \times QPC \quad (Eq. 4.1)$$

$$Q_e = R \times Q_a \quad (Eq. 4.2)$$

Onde:

Q_a = Vazão média de água ($L \cdot dia^{-1}$);

POP = População estimada (hab);

QPC = Consumo per capita ($l \cdot hab^{-1} \cdot dia$);

Q_e = Vazão média de esgoto ($L \cdot dia^{-1}$);

R = Coeficiente de retorno (0,8)

O tempo de detenção hidráulico (TDH) e carga orgânica superficial aplicada ($KgDBO_5/ha \cdot dia$) foram calculados através das equações 4.3 e 4.4, a partir das características físicas da lagoa facultativa (Tabela 4.1), vazão média do afluente e a concentração média de DBO_5 afluente à lagoa facultativa.

$$\theta t = \frac{V}{Q} \quad (Eq. 4.3)$$

Onde:

θt = tempo de detenção hidráulico (dias);

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

Q = vazão afluente ($m^3 \cdot dia^{-1}$)

$$\lambda s = \frac{10 \times Q \times L}{A}$$

(Eq. 4.4)

Onde:

λs = carga orgânica superficial ((KgDBO₅.ha⁻¹.dia);

Q = vazão afluente (m³.dia⁻¹);

L = DBO média afluente (g.m⁻³)

A = área da lagoa facultativa (m²)

4.2 - Pontos de amostragem e frequência das coletas

Sete pontos na superfície da lagoa facultativa, a 10 cm de profundidade na coluna de água, foram definidos para uma coleta representativa das amostras que levaram à determinação das variáveis de interesse desta pesquisa. Os pontos de amostragem foram marcados de forma equidistante, em duas regiões amostrais: afluente e efluente à lagoa facultativa, a um metro das bordas, conforme desenho esquemático apresentado na Figura 4.6. A seção transversal das regiões de coleta está representada na Figura 4.7.

As amostragens foram realizadas em escala semanal e sazonal, com coletas entre 8 e 9 horas da manhã no período de junho/2008 a fevereiro/2009.

As sub-amostras coletadas nos pontos de amostragem, em cada região da lagoa, foram homogeneizadas em um balde de 20L e posteriormente transferidas para uma garrafa plástica de coleta com volume de 2 L.

Para a determinação das concentrações de nitrogênio total e fósforo total, uma parte da amostra foi transferida do balde, onde houve a homogeneização, para garrafas de vidro, de cor âmbar, com volume de 1L. Apenas as amostras para a determinação do oxigênio dissolvido foram tomadas diretamente de três pontos equidistantes de cada região amostral em frascos calibrados.

conservativa *transeau* na proporção de 1:1 logo após a coleta. As amostras conservadas foram armazenadas até o momento da identificação e contagem dos organismos.

4.3 - Variáveis Ambientais realizadas e Preservação das Amostras

4.3.1 - Variáveis Abióticas

4.3.1.1 - Variáveis Físicas e Químicas

As variáveis físicas e químicas foram determinadas de acordo com os métodos padrões estabelecidos no *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998) no Laboratório de Análises e Monitoramento de Efluentes da CAGEPA (LAMEC) instalado na área de entorno da ETE-Mangabeira. A Tabela 4.3 apresenta as variáveis físicas e químicas com seus respectivos métodos de análise.

Tabela 4.3 - Variáveis físicas e químicas com seus respectivos métodos de análise.

VARIÁVEL	Unidade	MÉTODO ANALÍTICO
Temperatura	°C	Termômetro de mercúrio com escala de 0 a 60 °C.
SST	mg.L ⁻¹	Gravimétrico
pH	-	Eletrodo digital calibrado com soluções tampão de pH 4 e 9.
OD	mg.L ⁻¹	Método de Winkler em frascos padronizados e calibrados
DBO ₅	mgO ₂ .L ⁻¹	Método da diluição em frascos padronizados e calibrados com incubação a 20 °C durante 5 dias.
NT	mgN.L ⁻¹	Método Macro Kjeldhal
PT	mgP.L ⁻¹	Método do Vanadato-Molibdato
CE	umho.cm-1	Eletrométrico
Alcalinidade	mg.L ⁻¹	Titulométrico

Nota: SST – Sólidos Suspensos Totais; pH – Potencial Hidrogeniônico; OD – Oxigênio Dissolvido; DBO₅ – Demanda Bioquímica de Oxigênio; NTK – Nitrogênio Total Kjeldhal; P-T - Fósforo Total; CE- Condutividade Elétrica.

Porém, as amostras separadas para as análises de nitrogênio total e fósforo total foram enviadas para o Laboratório de Engenharia Ambiental e da Qualidade (LEAQ) do Departamento de Química da Universidade Federal de Pernambuco em Recife. As amostras destinadas à

determinação da concentração de nitrogênio total foram acidificadas imediatamente após a coleta, a fim de conservá-las até seu processamento. As amostras destinadas à determinação das concentrações de fósforo total foram congeladas e preservadas a 4 °C em congelador convencional até o posterior envio, em caixas térmicas, ao LEAQ para seu efetivo processamento.

4.3.1.2 – Variáveis Climatológicas

A precipitação atmosférica foi registrada e acumulada para as últimas 24 horas que antecederam cada coleta, em função da descontinuidade ou irregularidade de ocorrência das chuvas. A velocidade do vento, radiação solar e temperatura do ar foram registradas no horário e no dia de cada coleta das amostras. Todas as variáveis climatológicas foram tomadas na estação meteorológica automática de observação de superfície do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), em João Pessoa e foram registradas diretamente do “site” da instituição. A estação meteorológica está instalada no Laboratório de Energia Solar (LES) da Universidade Federal da Paraíba (UFPB) a aproximadamente 8 km da área de estudo.

Para complementação dos índices pluviométricos e caracterização do período chuvoso na capital paraibana, os dados da precipitação mensal acumulada nos últimos quatro anos foram registrados diretamente do “site” da Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba – AESA, em função destes dados não estarem disponíveis no “site” do INMET. O posto de observação meteorológica da AESA utilizado para a coleta dos dados está localizado a cerca de 7 km da área de estudo.

4.3.2 - Variáveis Bióticas

As amostras separadas para o estudo qualitativo e quantitativo da comunidade fitoplanctônica foram fixadas e preservadas com a solução *transeau*, também conhecida como solução 6:3:1 (seis partes de água, três partes de álcool etílico 95° G. L. e uma parte de solução aquosa de formol a 40%). Segundo Bicudo e Menezes (2006) ainda não existe uma solução ideal para fixar e preservar os organismos fitoplanctônicos. Porém, esses autores atestam a solução *transeau* como a que melhor atende às características de boa fixadora e preservativa, a saber: baixo custo, fácil

preparação e, sobretudo, menor alteração na morfologia dos organismos e manutenção da cor da amostra.

As análises foram realizadas através de microscópio invertido binocular ZEISS no Laboratório de Microplâncton do Núcleo de Estudos e Pesquisas dos Recursos do Mar – NEPREMAR, na UFPB.

A identificação dos organismos foi realizada com o auxílio do microscópio óptico comum, chaves de classificação e bibliografias específicas (ANAGNOSTIDIS e KOMARÉK, 1986, 1988, 1989; BICUDO e MENEZES, 2006; PALMER, 1977, SANT’ANNA et al., 2006; SILVA, 1999), além de comunicações pessoais. Os microrganismos foram identificados segundo características morfológicas e morfométricas de seus estágios vegetativos.

A determinação quantitativa do fitoplâncton foi realizada de acordo com método de Uthermöhl (1958), conforme descrito em Wetzel & Likens (1991). A unidade de contagem foi o indivíduo (cada célula, colônia ou filamento). O número de indivíduos foi calculado a partir da unidade fundamental de contagem: o campo do microscópio. O limite de contagem foi estabelecido de acordo com o critério de espécie mais freqüente, obtido pela contagem de até 100 (cem) indivíduos desta espécie.

4.3.2.1 - Estrutura da Comunidade Fitoplanctônica:

a) Biomassa por contagem direta: Densidade (indivíduos/mL).

A determinação da densidade dos organismos fitoplanctônicos foi calculada através do método descrito em APHA (1998), de acordo com a equação 4.5.

$$D_{\text{(ind/mL)}} = \frac{C \times A_t}{A_f \times F \times V} \quad (\text{Eq. 4.5})$$

Onde:

D = densidade de organismos;

C = número de indivíduos contados;

AT (mm²) = área total da câmara de sedimentação

$AF \text{ (mm}^3\text{)} = \text{área do campo de contagem}$

$F = \text{número de campos de contagem}$

$V \text{ (mL)} = \text{volume da amostra sedimentada}$

b) Biomassa por Biovolume ($\mu\text{m}^3/\text{L}$):

A determinação do volume celular foi realizada através do uso de configurações geométricas que melhor se ajustaram à morfologia dos indivíduos das espécies mais frequentes. Assim, o volume celular foi calculado a partir da mediana das medidas de 30 indivíduos de cada espécie, dentro de cada amostra (HILLEBRAND et al., 1999). As medidas dos indivíduos foram obtidas por meio de um retículo micrometrado acoplado a uma das oculares do microscópio invertido. Assim, a biomassa fitoplancônica por biovolume foi obtida pelo produto do volume celular e a densidade dos organismos.

c) Abundância relativa:

A abundância relativa foi calculada a partir do número de indivíduos encontrados para cada espécie em relação ao número total de indivíduos de cada amostra. De acordo com Casali (2008), os indivíduos podem apresentar a seguinte classificação em função de sua riqueza:

- Dominantes: 90 a 100% de abundância relativa;
- Predominantes: 60 a 89% de abundância relativa
- Abundantes: 30 a 59% de abundância relativa;
- Comuns: 10 a 29% de abundância relativa;
- Ocasionais: 1 a 9% de abundância relativa;
- Raros < 1% de abundância relativa.

d) Porcentagem de contribuição das classes:

Segundo Falco (2000), a porcentagem de contribuição de cada classe dos grupos taxonômicos pode ser calculada em relação à densidade total encontrada em cada região de coleta de acordo com a equação 4.6.

$$PCC = \frac{D_c}{D_t} \times 100$$

(Eq. 4.6)

Onde:

PCC = Porcentagem de contribuição das classes;

D_c = Densidade de cada classe;

D_t = Densidade total

e) **Frequência Específica:**

A frequência de ocorrência de cada espécie foi calculada de acordo com os critérios estabelecidos pela CETESB (1978), apresentados pela equação 4.7.

$$Fo = \frac{T_a}{TA} \times 100$$

(Eq. 4.7)

Onde:

Fo = frequência específica;

T_a = número de amostras em que a espécie foi encontrada;

TA = número total de amostras analisadas

Neste sentido, as espécies foram classificadas em:

- $F > 70\%$ - muito frequente
- $70\% > F > 40\%$ - frequente
- $40\% > F > 10\%$ - rara
- $< 10\%$ - esporádica

4.3.2.2 - Diversidade de Taxa

A diversidade de espécies ou biodiversidade foi dividida em seus dois elementos principais: riqueza ou variedade e repartição ou abundância relativa. A riqueza foi mensurada pelo índice de riqueza de Margalef (d), de acordo com a equação 4.8.

$$d = \frac{S - 1}{\log_2 N}$$

(Eq. 4.8)

Onde:

S = número de espécies encontradas na amostra

N = número total de indivíduos.

Dois índices de repartição ou de abundância relativa foram calculados: o índice de diversidade de Shannon (H') e o índice de dominância de Simpson (c). No índice de Shannon, quanto maior o valor, maior a diversidade. O índice de Simpson varia de 0 a 1, com os valores mais altos indicando forte dominância e baixa diversidade (ODUM e BARRETT, 2008). As equações 4.9 e 4.10 demonstram como esses índices foram calculados:

$$H' = - \sum (P_i \times \log_2 P_i)$$

(Eq. 4.9)

Onde, P_i é a proporção dos indivíduos pertencentes à i-ésima espécie.

$$c = \sum \left(\frac{n_i}{N} \right)^2$$

(Eq. 4.10)

Onde,

N_i = valor de importância de cada espécie (número)

N = número total de indivíduos (total dos valores de importância)

Além dos componentes riqueza e abundância relativa avaliados pelos índices supracitados, a uniformidade ou equidade intraespecífica foi mensurada a partir do cálculo do índice de uniformidade de Pielou (e), o qual é demonstrado pela equação 4.11.

$$e = \frac{H'}{\log S} \quad (\text{Eq.4.11})$$

4.4 - Análise Estatística dos resultados

Os dados gerados nesta pesquisa foram tratados estatisticamente a partir da análise descritiva das variáveis através da média aritmética como medida de tendência central. O grau de dispersão absoluta foi obtido pelo desvio padrão e a dispersão relativa pelo coeficiente de variação através da planilha eletrônica do Microsoft Excel 2007.

O coeficiente de correlação de Spearman foi aplicado para a verificação da existência de correlações significativas entre as diferentes variáveis estudadas. Este coeficiente foi utilizado como alternativa não-paramétrica para o coeficiente de correlação de Pearson, uma vez que os resultados não apresentaram distribuição normal. As matrizes de correlação foram construídas pelo programa de computador Statistics, versão 6.0, a um nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$).

A análise fatorial de componentes principais (ACP) também foi aplicada aos dados para explicar as tendências de associação entre as variáveis ao longo do período estudado. Para tal, foi aplicado o programa Statistics 6.0.

Na ACP os dados originais (informação original) são transformados e projetados no espaço n -dimensional através de pequenos números de gráficos, bi ou tridimensionais. Assim, quanto mais

forte for a estrutura de correlação dos dados originais, maior será o poder de síntese das novas variáveis - eixos de ordenação ou componentes principais (ESBENSEN et al., 1994 Apud SILVA, 2001; SENA et al., 2000;).

Cada componente é caracterizado por três entidades matemáticas: vetor dos pesos (loadings), vetor dos escores (scores) e variância descritiva. Os escores são as projeções dos dados nesses novos eixos e os pesos indicam a contribuição de cada variável original nos novos eixos. Quanto maior o peso, em valor absoluto, de uma variável em uma componente, mais influenciada é a componente por aquela variável (MANLY, 1986; *Apud* LIRA, 2000).

A percentagem de informação explicada (autovalores) por cada componente principal indica o quanto da variação total original dos dados ficou retido em cada componente. A componente principal 1 (CP1) detém mais informações estatísticas que a CP2, que por sua vez tem mais informação estatística que a CP3 e assim por diante (SILVA, op. cit).

5.RESULTADOS e DISCUSSÃO

5.1 – Condições Climáticas da Área de Estudo

Uma lagoa de estabilização pode ser considerada um reator biológico onde as transformações bioquímicas produzidas em seu interior estão susceptíveis às flutuações ambientais ou climáticas.

A Figura 5.1 mostra que houve registro de precipitação pluviométrica nos meses iniciais deste estudo de até 73,1 mm, correspondentes a coleta realizada na segunda semana de Agosto/08.

No horário das coletas (8:00 h), a temperatura do ar foi 26,3 °C em grande parte do período estudado, com diminuição nos dias de precipitação mais pronunciada, o que fez o termômetro variar de 22,0 a 24,3 °C. No período de estiagem, a temperatura ambiente chegou a atingir os 28,0 °C.

Após o início de setembro, na décima quarta coleta, a frequência de chuvas diminuiu até alcançar período de estiagem, com a ocorrência de chuvas ocasionais e esparsas.

Figura 5.1 - Precipitação pluviométrica acumulada das 24 horas que antecederam as coletas e temperatura do ar registrada no dia da coleta, no período de Junho/2008 a Fevereiro/2009, entre 8:00h e 9:00h. Fonte: INMET.

Ao compararmos a precipitação pluviométrica mensal referente aos anos de 2005 a 2008 (Figura 5.2), verifica-se que o período chuvoso na cidade de João Pessoa foi bem marcado entre os meses de março e agosto, com ocorrência de precipitações mais intensas no segundo trimestre dos respectivos anos, mesmo naqueles mais secos.

Figura 5.2 - Precipitação mensal referente aos anos de 2005, 2006, 2007 e 2008 na cidade de João Pessoa. Fonte: AESA.

Deste modo, pode-se afirmar que os primeiros meses de amostragem ocorreram no auge do período chuvoso, junho e julho, com chuvas acumuladas de 309,3 mm e 244,1 mm respectivamente. As demais amostragens ainda sofreram influência da diluição na massa líquida da lagoa facultativa até os meses de completa estiagem (novembro/2008 a fevereiro/2009).

A tendência de precipitações concentradas no segundo trimestre segue a média histórica de chuvas acumuladas mensais, como mostra o gráfico das Normais Climatológicas apresentado na Figura 5.3. Neste sentido, pode-se dizer que o período de estudo teve início ainda no período chuvoso e se estendeu até a estiagem.

Figura 5.3 - Chuva acumulada mensal histórica. Normal Climatológica referente a 30 anos. Fonte: INMET.

Em relação à velocidade do vento, verificou-se que a área de estudo recebe bastante influência das massas de ar, com ventos de até $5,0 \text{ m.s}^{-1}$. A Tabela 5.1 mostra que as maiores velocidades estiveram distribuídas no período chuvoso (Junho a Setembro).

Tabela 5.1 - Velocidade do vento (m.s^{-1}), na cidade de João Pessoa, no período de junho /2008 a fevereiro/2009.

	MÉDIA	MÁXIMO	MÍNIMO
Junho	2,8	3,6	2,1
Julho	3,4	3,5	3,2
Agosto	3,5	4,0	2,8
Setembro	4,0	5,0	3,0
Outubro	3,9	4,7	3,3
Novembro	2,9	3,2	2,5
Dezembro	2,8	3,7	2,3
Janeiro	2,5	3,3	0,9
Fevereiro	1,8	2,7	0,9

A radiação solar média incidente na superfície da lagoa foi $1244,2 \text{ KJ.m}^{-2}$, com o máximo valor de $1892,2 \text{ KJ.m}^{-2}$ em novembro, coleta 25, período de completa estiagem. No início do ano de 2009, as precipitações voltaram a ser registradas na área de estudo, porém em menor frequência e intensidade, o que refletiu na intensidade de radiação solar incidente. Neste período os valores começaram a diminuir e atingiu o menor valor do período de estudo em fevereiro: $269,0 \text{ KJ.m}^{-2}$. No entanto, na coleta 19 (outubro/2008) houve baixa incidência de radiação solar ($493,4 \text{ KJ.m}^{-2}$), o que refletiu a ocorrência de uma semana de precipitação intensa e completamente atípica para o período que deixou o céu encoberto por nuvens no dia da coleta. A Figura 5.4 apresenta a incidência de radiação solar na superfície da lagoa em todo o período do estudo.

Figura 5.4 - Incidência de radiação solar na superfície da lagoa em todo o período do estudo.
Fonte: INMET.

5.2 Condições operacionais atuais do módulo III da ETE-Mangabeira e características do esgoto bruto afluente.

A lagoa facultativa, objeto deste estudo, integra um sistema de tratamento de esgoto composto por lagoas em série, sendo precedida por duas lagoas anaeróbias. Portanto, faz-se necessário apresentar as condições operacionais reais do módulo III da ETE-Mangabeira, assim como, às características do esgoto sanitário que chega a estação, para análise das condições reais

de operação da lagoa facultativa e verificação da qualidade do efluente final obtido pelo sistema em sua totalidade.

A população estimada em 25.075 habitantes, com a contribuição de esgoto per capita de 200,0 L.hab⁻¹.dia, corresponde a 75,7% da capacidade total de tratamento projetada para o sistema, visto que o módulo III foi implantado para tratar o esgoto sanitário produzido por uma população de 33.125 habitantes.

A vazão média afluyente calculada foi de 4.012.000,0 L.dia⁻¹ ou 4.012,0 m³.dia⁻¹ referente a 69,7% de cobertura do sistema de esgoto implantado no Conjunto Habitacional Valentina Figueiredo.

A Tabela 5.2 resume as características físicas e químicas apresentadas pelo esgoto sanitário bruto que chega ao módulo III da ETE-Mangabeira e concentração de coliformes Termotolerantes típica encontrada.

Tabela 5.2 - Características das principais variáveis físico-químicas e biológicas do esgoto bruto do módulo III da ETE-Mangabeira

VARIÁVEIS	Unidade	MÉDIA	MÁXIMO	MÍNIMO
Temperatura	°C	28,4	30,5	27,0
Sólidos Totais	mg.L ⁻¹	705,8	928,0	329,0
pH	-	7,4	7,8	7,1
DBO ₅	mg.L ⁻¹	252,9	335,2	124,4
DQO	mg.L ⁻¹	614,3	928,2	240,2
Alcalinidade	mg.L ⁻¹	272,3	345,4	106,9
Condutividade Elétrica	umho.cm ⁻¹	937,9	1147,5	395,5
Coliformes Termotolerantes	UFC.100 mL ⁻¹	2,1E+07	3,2E+07	8,4E+06

Nota: Os valores correspondem às médias dos meses do estudo. Fonte: LAMEC (2008-2009).

A partir da concentração média de DBO₅ do esgoto bruto e da vazão média afluyente obtivemos a carga orgânica média afluyente de 1.014,6 Kg.DBO₅.dia⁻¹.

O esgoto bruto chegou ao módulo III da estação, nos meses de estudo, com temperatura média de 28,4 °C e intervalo entre máximas e mínimas entre 30,5 e 27,0 °C, respectivamente. Segundo Freitas (2006), as elevadas temperaturas encontradas no esgoto bruto são devidas a retenção de calor nas tubulações enterradas que levam o afluyente à ETE.

As concentrações de DBO e DQO foram de 252,9 e 614,3 mg.L⁻¹, respectivamente. Segundo Metcalf e Eddy (2003), o esgoto sanitário é classificado como forte quando apresenta concentração de DBO₅ bruta a partir de 400,0 mg.L⁻¹ e DQO a partir de 800,0 mg.L⁻¹ e fraco quando se apresenta na faixa 120 a 250 mg.L⁻¹ para DBO e no intervalo entre 250 a 430 mg.L⁻¹ para DQO. Portanto, o esgoto que chega ao módulo de tratamento estudado é considerado médio. No entanto, a concentração média de sólidos totais de 705,8 mg.L⁻¹ está bem acima da faixa típica (300-400 mg.L⁻¹) apresentada por Von Sperling (1996) para esgoto sanitário bruto.

O valor médio do pH esteve em 7,4, com variação entre 7,1 e 7,8. A faixa encontrada foi sensivelmente maior do que aquela observada por Freitas (2006) ao estudar o módulo II da mesma estação de tratamento. O referido autor registrou valores de pH do esgoto bruto com variação de 6,4 a 7,6.

5.2.1 - Condições operacionais reais da lagoa facultativa

A carga orgânica superficial aplicada foi de 40,2 KgDBO₅.ha⁻¹.dia⁻¹, a qual foi calculada com base na equação 4.4 e na concentração de DBO₅ média no efluente da lagoa anaeróbia que precede a lagoa facultativa (32,1 g.m³), obtida através do banco de dados do LAMEC.

Segundo Oliveira e Von Sperling (2005), lagoas facultativas secundárias devem receber cargas orgânicas superficiais na faixa de 150-300 KgDBO₅.ha⁻¹.dia. Entretanto, a partir das características operacionais encontradas no módulo III, foi possível identificar que a lagoa facultativa funciona com baixa taxa de aplicação superficial, ou seja, carga orgânica superficial bem abaixo do recomendado, e subcarga hidráulica: maior tempo de detenção hidráulico em função da redução da vazão.

O tempo de detenção hidráulico (TDH) calculado para a lagoa facultativa com as reais condições de operação do sistema foi de 14 dias, duas vezes maior do que o calculado para a vazão média afluente relativa à capacidade total do sistema (Tabela 4.2). O aumento do TDH está associado com a redução da vazão afluente em 48,4%.

5.3 - Características das principais variáveis físico-químicas e biológicas do efluente final do módulo III da ETE-Mangabeira.

O desempenho e eficiência de qualquer tecnologia aplicada ao tratamento de esgoto são julgados pelas características do efluente que produz. (KÖNIG, 1990). As Tabelas 5.3, 5.4 e 5.5 apresentam as características das variáveis físicas, químicas e biológicas do efluente final do módulo III em cada mês referente ao período do estudo.

Ao compararmos as características do esgoto bruto e do efluente final é fácil perceber a considerável redução na concentração da maioria das variáveis. A DBO₅ apresentou redução de 97,0% no mês de agosto e 96,8% em setembro. A redução dessas concentrações nos meses mais chuvosos pode estar relacionada com o aumento do volume de água na lagoa, em função da alta precipitação, e conseqüente redução do tempo de detenção hidráulica. Os demais meses apresentaram eficiência de 94,2%.

As maiores concentrações de DBO₅, DQO e SST (Tabela 5.4 e 5.5) ocorreram nos meses de completa estiagem, o que indica a influência da precipitação no sistema, com conseqüente diluição na massa líquida da lagoa.

Na ETE Cajati, na região do Baixo Ribeira de Iguape-SP, Miwa et. al. (2009) observaram que não houve eficiência de remoção de DQO no verão (janeiro), período de alta precipitação (305 mm) no município de Cajati, São Paulo.

Tabela 5.3 – Composição Média do Efluente Final do Módulo III da ETE-Mangabeira de junho a agosto/08.

Variáveis	Unidade	Período de Estudo		
		Jun/08	Jul/08	Ago/08
Temperatura	°C	28,0	27,8	27,5
pH	-	7,6	7,9	8,0
Oxigênio Dissolvido	mg.L ⁻¹	3,5	3,6	4,9
Condutividade Elétrica	umho.cm ⁻¹	546,5	577,0	613,0
Alcalinidade	mg.L ⁻¹	153,1	158,0	164,6
Sólidos Totais	mg.L ⁻¹	291,0	271,0	320,0
Sólidos Totais Inorgânicos	mg.L ⁻¹	195,5	201,5	244,5
Sólidos Totais Orgânicos	mg.L ⁻¹	95,5	69,5	75,5
DBO ₅	mg.L ⁻¹	12,1	11,7	7,8
DQO	mg.L ⁻¹	36,3	72,3	121,4
ColiformesTermotolerantes	UFC.100 mL ⁻¹	5,1E+03	6,9E+03	3,0E+03

Fonte: LAMEC (2008).

Tabela 5.4 – Composição Média do Efluente Final do Módulo III da ETE-Mangabeira de setembro a novembro/08.

Variáveis	Unidade	Período de Estudo		
		Set/08	Out/08	Nov/08
Temperatura	°C	28	29,5	30,5
pH	-	7,9	8,0	8,2
Oxigênio Dissolvido	mg.L ⁻¹	4,0	5,2	5,2
Condutividade Elétrica	umho.cm ⁻¹	641,5	706,5	742,0
Alcalinidade	mg.L ⁻¹	179,9	189,6	199,2
Sólidos Totais	mg.L ⁻¹	334,5	400,5	473,0
Sólidos Totais Inorgânicos	mg.L ⁻¹	245,5	209,0	322,0
Sólidos Totais Orgânicos	mg.L ⁻¹	89,0	191,5	151,0
DBO ₅	mg.L ⁻¹	10,3	12,5	14,7
DQO	mg.L ⁻¹	131,1	135,0	165,2
Coliformes Termotolerantes	UFC.100 mL ⁻¹	9,4E+03	2,9E+03	5,6E+03

Fonte: LAMEC (2008).

Tabela 5.5 – Composição Média do Efluente Final do Módulo III da ETE-Mangabeira em dezembro de 2008, janeiro e fevereiro de 2009.

Variáveis	Unidade	Período de Estudo		
		Dez/08	Jan/09	Fev/09
Temperatura	°C	30,0	29,0	28,0
pH	-	7,9	8,0	7,5
Oxigênio Dissolvido	mg.L ⁻¹	2,2	4,4	2,5
Condutividade Elétrica	umho.cm ⁻¹	802,0	845,0	821,0
Alcalinidade	mg.L ⁻¹	213,0	226,5	224,9
Sólidos Totais	mg.L ⁻¹	467,0	513,5	484,0
Sólidos Totais Inorgânicos	mg.L ⁻¹	353,0	359,0	315,0
Sólidos Totais Orgânicos	mg.L ⁻¹	114,0	154,5	169,0
DBO ₅	mg.L ⁻¹	15,3	13,4	24,5
DQO	mg.L ⁻¹	186,1	201,8	170,9
Coliformes Termotolerantes	UFC.100 mL ⁻¹	3,2E+04	7,1E+05	6,7E+03

Fonte: LAMEC (2008-2009).

Hoeppner (2007) concluiu em seu estudo sobre o comportamento de variáveis físicas, químicas e da eficiência de sistemas de lagoas de estabilização em ambiente tropical, que menores termoclimas foram observadas quando houve maiores precipitações ou quando a combinação entre velocidade do vento, precipitação e radiação solar tornou-se menor, o que resultou em determinados graus de mistura da coluna de água e conseqüente diminuição de eficiência através do aumento de produção da matéria orgânica.

A redução na concentração de coliformes termotolerantes também foi bastante elevada, apresentando-se em 99,99%. Essa eficiência está relacionada a valores de pH neutroalcalinos (7,5 a 8,2), elevada temperatura e a exposição da massa líquida da lagoa facultativa à radiação solar durante a maior parte do ano.

A elevada temperatura do efluente final do módulo III da ETE-Mangabeira, mesmo no período chuvoso (Tabela 5.3), associada à estreita faixa de variação durante todo período estudado, indica que as características climatológicas contribuíram bastante para as elevadas eficiências obtidas pelo sistema. Pois, altas temperaturas aceleram a velocidade das reações bioquímicas envolvidas nos processos de biodegradação da matéria orgânica porque aumenta o metabolismo dos microrganismos.

Os sistemas estudados por Miwa et al.(2009), no Estado de São Paulo, onde as temperaturas apresentaram larga faixa de variação durante as estações sazonais (19,2°C a 29,4°C), apresentaram eficiência máxima de remoção de DQO na primavera (outubro) de 43,8%; 85,6% e 93,6% nas ETEs de Cajati, Pariquera-Açu e Jacupiranga, respectivamente, abaixo da eficiência apresentada pelo sistema de João Pessoa. Entretanto, as menores eficiências das estações de tratamento de Jacupiranga e Pariquera-Açu, ocorreram no verão (janeiro), 20,4% e 19,2% respectivamente, com temperatura média de 27,2 °C no primeiro sistema e 28,8 °C no segundo. Enquanto a ETE Cajati não apresentou eficiência de remoção de DQO neste período, mesmo com uma temperatura média de 26,4 °C. Nestes casos, as condições operacionais e hidráulicas dos sistemas dos municípios paulistanos, elevadas cargas orgânicas afluentes (5.177,2 Kg.DBO₅.dia⁻¹ em Cajati, 2.912,70 Kg.DBO₅.dia⁻¹ em Pariquera-Açu e 1.479,2 Kg.DBO₅.dia⁻¹ em Jacupiranga) e tempo de detenção hidráulico global abaixo do usual (16,3 dias em Cajati, 16,2 dias em Pariquea-Açu e 9,6 dias em Jacupiranga), parecem ter contribuído mais diretamente para as baixas eficiências apresentadas pelas lagoas.

O oxigênio dissolvido oscilou entre 2,2 e 5,2 mg.L⁻¹ e acompanhou a variação da temperatura e pH, de forma que as maiores concentrações de oxigênio ocorreram junto aos valores de pH mais elevados.

A concentração de DQO no efluente final do módulo III da ETE-Mangabeira esteve acima do esperado para sistemas que operam em situação de baixa taxa de aplicação superficial e subcarga hidráulica. A DQO apresentou (Tabelas 5.3 e 5.4) características de esgoto bruto fraco (120 a 250 mg.L⁻¹), exceto em junho e julho, quando as concentrações foram 36,3 mg.L⁻¹ e 72,3 mg.L⁻¹,

respectivamente. As maiores concentrações desta variável acompanharam as maiores concentrações de oxigênio dissolvido, o que sugere elevada biomassa composta por organismos fitoplanctônicos contribuindo para a elevação da DQO no efluente final.

Experimentos conduzidos por Barroso (2001) em lagoa facultativa primária em escala piloto, na cidade de Campina Grande- PB mostraram que a variação na concentração da biomassa fitoplanctônica foi responsável pelas variações médias das concentrações de DBO₅ e DQO. O autor observou que quando as concentrações de clorofila *a* estavam mais uniformes, a faixa de variação média de DBO₅ foi de 51-63 mg.L⁻¹ e a de DQO foi 223-254 mg.L⁻¹, enquanto que, em situação de maior expressão da biomassa, esta faixa aumentou para 72-101 mg.L⁻¹ e 336-510 mg.L⁻¹, respectivamente.

A alcalinidade foi progressivamente maior a partir de junho/2008 (153,1 mg.L⁻¹) até janeiro/2009 (226,5 mg.L⁻¹). Em fevereiro houve pequena redução (224,9 mg.L⁻¹), acompanhada pelo início das precipitações (Figura 5.1). Elevados valores de alcalinidade estão associados a reações como amonificação ou mineralização de nitrogênio orgânico, o que resulta em liberação de amônia (NH₃) e carbono inorgânico para o meio reacional.

Experimentos realizados por Casali (2008), na lagoa facultativa da ETE de Jacupiranga-SP, demonstraram que as concentrações de alcalinidade em diferentes profundidades foram mais elevadas no mesmo período que as concentrações de carbono inorgânico e nitrogênio amoniacal foram maiores.

A Superintendência de Administração do Meio Ambiente – SUDEMA, órgão ambiental do Estado da Paraíba, enquadrou o corpo de água receptor dos lançamentos da ETE-Mangabeira (Rio Cuiá) na classe de qualidade 3. Portanto, suas águas só poderão ser destinadas ao abastecimento público após tratamento convencional ou avançado. Porém outros usos das águas do Rio Cuiá podem ser feitos de forma irrestrita, como irrigação de árvores, culturas cerealíferas e forrageiras; pesca amadora; recreação de contato secundário e dessedentação de animais.

As Tabelas 5.6, 5.7 e 5.8 apresentam as condições e padrões de lançamento de efluentes em corpos receptores de classe 3, conforme a Resolução Conama nº 357/05, e compara-os às variáveis que caracterizam a qualidade do efluente final do módulo III da ETE-Mangabeira.

O oxigênio dissolvido esteve abaixo do limite mínimo exigido nos meses de junho e julho/08 e fevereiro/09. A DBO₅ esteve acima do padrão estabelecido na grande maioria dos meses monitorados, somente em agosto/08 ficou dentro do limite máximo, com concentração de 7,8

mg.L⁻¹. Porém, a temperatura, o pH e a variável biológica (Coliformes Termotolerantes) estiveram dentro do permitido em todos os meses do estudo.

Tabela 5.6 -Comparação entre os limites estabelecidos para o corpo receptor e a composição média do efluente final do Módulo III da ETE-Mangabeira de junho a agosto de 2008.

Variável	Unidade	Condições e Padrões de Lançamento de Efluentes em um rio de Classe 3	Efluente do Módulo III		
			Jun/08	Julho/08	Ago/08
Temperatura	°C	< 40	28,0	27,8	27,5
pH	-	5 a 9	7,6	7,9	8,0
OD	mg.L ⁻¹	Mínimo: 4	3,5	3,6	4,9
DBO ₅	mg.L ⁻¹	Máximo: 10	12,1	11,7	7,8
CT	UFC.100 mL ⁻¹	Máximo: 4,0E+04	5,1E+03	6,9E+03	3,0E+03
Fósforo Total	mg.L ⁻¹	Máximo: 0,030	-	-	-
N amoniacal	mg.L ⁻¹	Máximo: 20,0	-	-	-

Nota: CT – Coliformes Termotolerantes; OD – Oxigênio Dissolvido; (-) – Variável Não Monitorada.

Tabela 5.7-Comparação entre os limites estabelecidos para o corpo receptor e a composição média do efluente final do Módulo III da ETE-Mangabeira de setembro a novembro de 2008.

Variável	Unidade	Condições e Padrões de Lançamento de Efluentes em um rio de Classe 3	Efluente do Módulo III		
			Set/08	Out/08	Nov/08
Temperatura	°C	< 40	28,0	29,5	30,5
pH	-	5 a 9	7,9	8,0	8,2
OD	mg.L ⁻¹	Mínimo: 4	4,0	5,2	5,2
DBO ₅	mg.L ⁻¹	Máximo: 10	10,3	12,5	14,7
CT	UFC.100 mL ⁻¹	Máximo: 4,0E+04	9,4E+03	2,9E+03	5,6E+03
Fósforo Total	mg.L ⁻¹	Máximo: 0,030	-	-	-
N amoniacal	mg.L ⁻¹	Máximo: 20,0	-	-	-

Nota: CT – Coliformes Termotolerantes; OD – Oxigênio Dissolvido; (-) – Variável Não Monitorada.

Tabela 5.8-Comparação entre os limites estabelecidos para o corpo receptor e a composição média do efluente final do Módulo III da ETE-Mangabeira em dezembro de 2008, janeiro e fevereiro de 2009

Variável	Unidade	Condições e Padrões de Lançamento de Efluentes em um rio de Classe 3	Efluente do Módulo III		
			Dez/08	Jan/09	Fev/09
Temperatura	°C	< 40	30,5	29,0	28,0
pH	-	5 a 9	8,2	8,0	7,5
OD	mg.L ⁻¹	Mínimo: 4	5,2	4,4	2,5
DBO ₅	mg.L ⁻¹	Máximo: 10	14,7	13,4	24,5
CT	UFC.100 mL ⁻¹	Máximo: 4,0E+04	5,6E+03	7,1E+05	6,7E+03
Fósforo Total	mg.L ⁻¹	Máximo: 0,030	-	-	-
N amoniacal	mg.L ⁻¹	Máximo: 20,0	-	-	-

Nota: CT – Coliformes Termotolerantes; OD – Oxigênio Dissolvido; (-) – Variável Não Monitorada.

5.4 - Variáveis Abióticas Analisadas

A Tabela 5.9 apresenta a análise estatística descritiva das variáveis físicas e químicas das amostras obtidas em cada região de coleta de dados no interior da lagoa facultativa no período do estudo.

Tabela 5.9 - Análise estatística descritiva das variáveis físicas e químicas do interior da lagoa facultativa do módulo III da ETE-Mangabeira

Variáveis	RA	n	Média	Desvio Padrão	Máximo	Mínimo	CV (%)
Temperatura (°C)	E	39	28,3	0,92	30,0	26,0	3,3
	S	39	28,6	0,98	32,0	27,0	3,4
pH	E	39	7,9	0,20	8,4	7,3	2,5
	S	39	8,0	0,19	8,3	7,5	2,4
CE (umho.cm⁻¹)	E	39	683,5	111,5	854	511	16,3
	S	39	673,4	107,9	855	513	16,0
SST (mg.L⁻¹)	E	39	63,0	21,4	109,0	30,0	34,0
	S	39	65,0	24,0	112,0	28,0	36,8
NT (mg.L⁻¹)	E	39	31,0	6,48	43,5	10,8	20,9
	S	39	30,9	6,29	43,6	15,1	20,4
PT (mg.L⁻¹)	E	39	10,31	8,67	30,60	1,77	84,1
	S	39	9,99	8,05	27,80	1,55	80,6
Alcalinidade (mg.L⁻¹)	E	39	187,8	29,96	241,0	145,8	16,0
	S	39	185,2	29,91	237,0	142,6	16,1
OD (mg.L⁻¹)	E	39	3,8	2,6	14,0	1,1	69,4
	S	39	7,5	3,5	17,1	2,3	46,1
DBO (mg.L⁻¹)	E	39	13,8	5,09	41,2	6,2	36,8
	S	39	15,0	5,57	36,3	9,4	37,3

Nota: RA – Região de Amostragem; E – Entrada da Lagoa; S – Saída da Lagoa; n – número de dados; CE – Condutividade Elétrica; OD - Oxigênio Dissolvido; SST – Sólidos Suspensos Totais.

A temperatura das amostras coletadas no interior da lagoa facultativa apresentou valor médio de 28,3 °C, que esteve um pouco abaixo do valor médio encontrado na região de saída (28,6 °C). As amostras apresentaram coeficientes de variação bastante próximos, com maiores valores (32 °C) observados na região de saída.

O pH também se apresentou um pouco mais elevado na saída, com valores extremos de 7,5 e 8,3; porém com um coeficiente de variação de 2,4%, menor do que na região de entrada, que apresentou um valor máximo de 8,4.

A condutividade elétrica foi a variável que apresentou o maior desvio padrão de valores em relação à média. No entanto, apresentou pequena diferença entre as regiões de amostragem (683,5, mg.L⁻¹ na região afluente e 673,4 mg.L⁻¹ na região efluente da lagoa).

Os maiores coeficientes de variação foram atribuídos às concentrações de fósforo total nas duas regiões de amostragem (84,1 % e 80,6%), seguidos pelos coeficientes de oxigênio dissolvido na região afluente (69,4%). As concentrações de DBO₅ também apresentaram elevados coeficientes de variação (36,8 % e 37,3%) e maior concentração na saída da lagoa (15,0 mg.L⁻¹).

As concentrações de sólidos suspensos totais seguiram a mesma tendência da DBO₅, com valor média na saída da lagoa de 112,0 mg.L⁻¹ e elevados coeficientes de variação e desvio padrão em relação às médias (36,8% e 24,0, respectivamente).

As concentrações de nitrogênio total e a alcalinidade foram praticamente constantes nas duas regiões de amostragem, embora a alcalinidade tenha apresentado o maior desvio padrão dos valores em relação às médias (29,9).

O efeito da influência da precipitação atmosférica na massa líquida da lagoa é destacado quando as concentrações das variáveis abióticas são observadas nos dois períodos sazonais separadamente.

As concentrações de nitrogênio total nos meses com maiores precipitações estiveram em torno de 28,3 mg.L⁻¹ e no período de estiagem houve um aumento de 17 % neste valor, o que elevou a concentração de NT para uma média de 32,9 mg.L⁻¹. Para as concentrações de fósforo total, a diluição foi bem mais contundente.

No período chuvoso, os valores de fósforo total foram de 4,9 mg.L⁻¹ e com o fim das precipitações subiram para 13,9 mg.L⁻¹, quase o triplo das concentrações apresentadas nos primeiros meses deste estudo.

Não obstante, Casali (2008) obteve nas lagoas facultativas da ETE de Pariquera-Açu e de Jacupiranga concentrações médias de nitrogênio total de 33,0 e 35,0 mg.L⁻¹, respectivamente e concentrações médias de 4,0 e 4,5 mg.L⁻¹ para fósforo total, respectivamente. A autora observou que as menores concentrações de nitrogênio total foram referentes aos meses com maiores precipitações.

Estudos conduzidos por Freitas (2006) na lagoa facultativa do módulo II da ETE-Mangabeira, no período de março a novembro de 2005, mostraram concentrações médias de

nitrogênio total e fósforo total iguais a 38,2 e 5,8 mg.L⁻¹ respectivamente. Todavia, o referido autor também avaliou as concentrações de nutrientes em efluentes de sistemas de lagoas de estabilização com diferentes configurações e observou que sistemas compostos por uma série de três tipos diferentes de lagoas (anaeróbia-facultativa-maturação) apresentam as melhores eficiências de remoção de nitrogênio e fósforo.

A transformação de nutrientes em sistemas biológicos aeróbios é um processo complexo e envolve fatores ambientais e biológicos como temperatura, pH, oxigênio dissolvido e atividade biológica de diferentes microrganismos. Alguns desses fatores foram observados por Idelovitch e Michail (1981). Esses autores identificaram que a amônia está sob a forma de íon em pH neutro e na forma gasosa sob pH alcalino (11,5), para uma mesma temperatura. Para o processo de nitrificação ocorrer nas lagoas facultativas, além das bactérias nitrificantes, oxigênio dissolvido e nitrogênio amoniacal são necessários em elevadas concentrações.

Neste estudo, o oxigênio dissolvido apresentou larga faixa de variação, tanto na região afluente (1,1 a 14,0 mg.L⁻¹ e coeficiente de variação de 69,4 %) quanto na região efluente (2,3 a 17,1 mg.L⁻¹ e coeficiente de variação de 46,1 %), o que pode ter contribuído para a manutenção das altas concentrações de nitrogênio total na massa líquida da lagoa. As menores concentrações ocorreram no período chuvoso, enquanto as maiores concentrações ocorreram no período de estiagem nas duas regiões de amostragem (Tabela 5.9). Para alguns autores (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999; METCALF e EDDY, 2003), *Nitrossomonas* sp. requerem 3,43 mg de O₂ para cada miligrama de nitrogênio amoniacal oxidado a nitrito. A oxidação do nitrito a nitrato por *Nitrobacter* sp. requer 1,14 mg de O₂, o que totaliza 4,57 mg de O₂ para o processo global de nitrificação.

Os períodos de supersaturação de oxigênio na água ocorrem quando os ganhos com a atividade fotossintética superam as perdas para a atmosfera e/ou consumo dos processos oxidativos da matéria orgânica carbonácea e nitrogenada. Em contrapartida, quando o consumo é maior do que os mecanismos de reposição, prevalece a condição de subsaturação de oxigênio (WETZEL, 1993).

Segundo Sukenik et al. (1995), a assimilação biológica de fósforo pelos organismos fitoplantônicos ocorre de forma mais favorável em condição de pH mais elevado (8,5 a 10). Neste estudo, os valores de pH estiveram abaixo da faixa citada pelo autor.

5.5 - Comunidade Fitoplanctônica

5.5.1 – Biomassa por contagem direta

Durante o período de estudo foram identificados 37 taxa na lagoa facultativa do módulo III da ETE-Mangabeira. Os organismos estiveram distribuídos em sete divisões taxonômicas nas duas regiões de amostragem. Na região afluenta da lagoa, 15 taxa pertencem a classe das Cianobactérias, 8 à Chlorophyceae, 5 à Euglenophyceae, 3 à Bacillariophyceae, 3 à Zygnemaphyceae, 2 a Chlamydomonadophyceae e apenas 1 táxon pertence a classe Dinophyceae. Os gêneros e espécies identificados estão presentes na Tabela 5.10.

Entre as Cianobactérias, os gêneros e espécies comuns às duas regiões de amostragem foram: *Aphanocapsa* sp., *Chroococcus distans*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Leptolyngbya* sp., *Merismopedia punctata*, *Merismopedia* sp.1, *Merismopedia* sp.2, *Merismopedia tenuissima*, *Oscillatoria* sp., *Planktolyngbya limnetica*, *Planktothrix agardhii*, *Pseudanabaena* sp., *Synechocystis aquatilis*.

Os gêneros e espécies entre as Chlorophyceae comuns a região afluenta e efluenta da lagoa foram: *Dictyosphaerium* sp., *Monoraphidium circinale*, *Sphaerocystis* sp..

Apenas dois gêneros (*Euglena* sp.e *Phacus* sp.2) e uma espécie (*Euglena caudata*) da classe Euglenophyceae foram comuns às duas regiões de amostragem.

Os três taxa identificados entre as Bacillariophyceae (*Aulacoseira tenuissima*, *Navícula* sp.1 e *Navícula* sp.2) ocorreram simultaneamente na região afluenta e na saída da lagoa. No entanto, apenas um dos três taxa identificados entre as Zygnemaphyceae (*Closterium* sp.) ocorreu de forma simultânea.

Entre a classe Chlamydomonadophyceae, apenas um táxon (*Pteromonas* sp.) foi comum às duas regiões de amostragem e o único representante da classe Dinophyceae (*Gymnodinium* sp.) ocorreu simultaneamente na região afluenta e efluenta da lagoa.

Tabela 5.10 – Gêneros e espécies fitoplancônicas identificados nas regiões de amostragem da lagoa facultativa do módulo III da ETE-Mangabeira.

	Entrada	Saída		Entrada	Saída
CIANOBACTÉRIA			CHLOROPHYCEAE		
<i>Aphanocapsa holsatica</i>	+	-	<i>Closteriopsis acicularis</i>	+	-
<i>Aphanocapsa</i> sp.	+	+	<i>Coelastrum pulchrum</i>	+	-
Células soltas de <i>M. punctata</i>	+	+	Clorofíceas não identificadas 1	+	-
<i>Chroococcus distans</i>	+	+	Clorofíceas não identificadas 2	+	+
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	+	+	<i>Dictyosphaerium</i> sp.	+	+
<i>Epigloeosphaera</i> sp.	+	-	<i>Monoraphidium circinale</i>	+	+
<i>Leptolyngbya</i> sp.	+	+	<i>Selenastrum</i> sp.	-	+
<i>Merismopedia punctata</i>	+	+	<i>Sphaerocystis</i> sp.	+	+
<i>Merismopedia</i> sp.1	+	+	EUGLENOPHYCEAE		
<i>Merismopedia</i> sp.2	+	+	<i>Euglena caudata</i>	+	+
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemm	+	+	<i>Euglena</i> sp.	+	+
<i>Oscillatoria</i> sp.	+	+	<i>Lepocinclis</i> sp.	+	-
<i>Planktolyngbya limnetica</i> Lemm	+	+	<i>Phacus</i> sp.1	+	-
<i>Planktothrix agardhii</i>	+	+	<i>Phacus</i> sp.2	+	+
<i>Pseudanabaena</i> sp.	+	+	CHLAMYDOPHYCEAE		
<i>Synechocystis aquatilis</i> Sauvag	+	+	<i>Chlamydomonas</i> sp.	-	+
BACILLARIOPHYCEAE			<i>Pteromonas</i> sp.	+	+
<i>Aulacoseira tenuissima</i>	+	+	ZYGNEMAPHYCEAE		
<i>Navícula</i> sp.1	+	+	<i>Closterium</i> sp.	+	+
<i>Navícula</i> sp.2	+	+	<i>Micrasteria</i> sp.	+	-
DINOPHYCEAE			<i>Cosmarium pyramidatum</i>	+	-
<i>Gymnodinium</i> sp.	+	+			

Nota: + = Presença; - = Ausência.

Os taxa encontrados em lagoas facultativas ou de maturação podem variar muito, em decorrência de fatores como carga orgânica superficial aplicada, condições operacionais, disponibilidade de luz, concentração de nutrientes e grau de mistura da coluna de água.

No entanto, alguns autores relatam que, em geral, as classes fitoplanctônicas mais encontradas são Cianobactérias, Chlorophyceae, Euglenophyceae e Bacillariophyceae (MARA e PEARSON, 1986; KÖNIG, 1984).

Barroso (2001) observou em seus experimentos em dois níveis de profundidade (subsuperfície e interface água-sedimento) de uma lagoa facultativa primária profunda (2,2 m), provida de chicanas e elevada carga orgânica superficial ($330 \text{ KgDBO}_5 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$) a presença das classes Chlamydomonadophyceae (*Chlamydomonas* e *Pyrobotrys*), Euglenophyceae (*Euglena*) e Cianobactérias (*Oscillatoria* e *Synechocystis*). Contudo, os gêneros *Chlamydomonas*, *Pyrobotrys* e *Euglena* foram predominantes durante todo o estudo. O autor concluiu que maiores profundidades e, principalmente, maiores cargas orgânicas propiciaram a elevada presença de gêneros flagelados tolerantes à poluição.

Neste estudo, as condições operacionais foram inversas às aquelas encontradas por Barroso (op. cit.), ou seja, baixa carga orgânica superficial aplicada ($40,2 \text{ KgDBO}_5 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$), considerando a carga superficial máxima admissível ($\lambda_{\text{smáx}} = 20T - 120$), em função da temperatura média do mês mais frio (22°C), o que corresponde a $320,0 \text{ KgDBO}_5 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ e baixa profundidade (1,8 m), o que deve ter influenciado a especiação da comunidade fitoplanctônica encontrada ser primordialmente composta por cianobactérias, uma vez que tais organismos são considerados tolerantes às baixas condições nutricionais e resistentes à alta intensidade de luz (S-estrategistas).

Estudo realizado no nordeste brasileiro por König (2000) mostrou que a precipitação também exerce influência direta na diversidade da comunidade fitoplanctônica, em função da entrada de água no sistema e conseqüente diluição da carga orgânica afluenta. Os gêneros mais freqüentes no período de seca foram *Euglena*, *Phacus*, *Chlamydomonas* e *Pandorina*. No período chuvoso, os gêneros não flagelados passaram a ser predominantes: *Oscillatoria*, *Rhaphidiopsis*, *Scenedesmus*, *Oocystis*, *Micractinium* e *Coelastrum*. No entanto, entre os gêneros supracitados no período de seca e no período chuvoso, apenas *Euglena* e *Oscillatoria*, também foram encontrados respectivamente nos mesmos períodos, neste estudo. Os demais gêneros em comum com os citados pelos autores (*Chlamydomonas*, *Phacus* e *Coelastrum*) ocorreram simultaneamente nos dois períodos sazonais. Tal fato corrobora com a hipótese de que as condições operacionais da

lagoa facultativa do módulo III da ETE-Mangabeia foram sobressalentes às condições climáticas da área de estudo na composição da comunidade fitoplanctônica.

A Figura 5.5 mostra a densidade fitoplanctônica nas regiões de amostragem da lagoa facultativa ao longo do período do estudo.

Figura 5.5 - Densidade fitoplanctônica nas regiões de amostragem na lagoa facultativa do módulo III da ETE-Mangabeira. Nota: Entrada: Região afluenta; Saída: Região efluente.

A densidade total dos organismos fitoplanctônicos apresentou nítida variação sazonal, tanto na entrada quanto na saída da lagoa. Nos primeiros meses deste estudo, a densidade nas duas regiões de amostragem variou entre $2,0 \times 10^4$ ind.mL⁻¹ e $9,0 \times 10^4$ ind.mL⁻¹ (junho a setembro). A partir da coleta 17, última semana de setembro, houve um aumento da biomassa na região afluenta da lagoa, atingindo a densidade de $1,2 \times 10^5$ ind.mL⁻¹, nas primeiras semanas de novembro (coletas 23 e 24), o que refletiu em sensível aumento na densidade na região efluente. Nas amostras subsequentes, notou-se um ambiente bastante perturbado, com oscilações da densidade, que apresentou menor valor em fevereiro ($3,0 \times 10^4$ ind.mL⁻¹) e não ultrapassou o valor de $1,2 \times 10^5$ ind.mL⁻¹, atingido em dezembro.

A saída da lagoa apresentou, em geral, densidades menores do que as observadas na região de entrada. A biomassa se manteve na ordem de 10^4 ind.mL⁻¹ durante todo o período estudado, com um mínimo de $2,44 \times 10^4$ ind.mL⁻¹ (julho) e o valor máximo de $9,71 \times 10^4$ ind.mL⁻¹ (fevereiro).

A densidade na região afluyente variou entre $2,0 \times 10^4$ ind.mL⁻¹ (agosto) e $1,2 \times 10^5$ (janeiro). Contudo, as amostras coletadas nos últimos meses desta pesquisa (dezembro a fevereiro) apresentaram densidades quase quatro vezes maiores do que as amostras coletas nos meses iniciais.

O estudo da comunidade fitoplanctônica em lagoas facultativas nos municípios de Cajati, Pariquera-Açu e Jacupiranga, realizado por Dos Santos et al. (2009), apresentou densidades maiores do que as observadas neste trabalho. A densidade fitoplanctônica média nas lagoas dos três municípios esteve na ordem de 10^6 ind.mL⁻¹, nas diferentes épocas do ano (primavera, verão, outono e inverno). As maiores densidades foram encontradas na lagoa facultativa da ETE de Cajati, com valores entre $10,5 \times 10^6$ ind.mL⁻¹ (verão) e $17,3 \times 10^6$ ind.mL⁻¹ (outono). Os referidos autores constataram que condições de aerobiose na lagoa anaeróbia que precede a lagoa facultativa acarretaram em fornecimento de inóculo inicial para a segunda lagoa. Além disso, o aumento do tempo de detenção hidráulico, em função da desativação temporária do sistema, e maior profundidade de zona eufótica em todos os períodos de coleta contribuíram para a maior densidade da lagoa de Cajati quando comparada às lagoas dos sistemas de Pariquera-Açu e Jacupiranga.

Entretanto, variáveis abióticas como, temperatura, condutividade e alcalinidade observadas na lagoa facultativa da ETE-Mangabeira (Tabela 5.9) estiveram acima daquelas analisadas em lagoas com alta densidade fitoplanctônica, como as estudadas por Dos Santos et al. (op. cit.), onde as concentrações de condutividade e alcalinidade não ultrapassaram 728,0 mg.L⁻¹ e 160,0 mg.L⁻¹, respectivamente, e maiores temperaturas no verão e outono, que não foram superiores a 29,5 °C.

Elevadas temperaturas da água influenciam variáveis como condutividade elétrica e alcalinidade, pois exercem efeito direto nos processos bioquímicos do sistema, através de suas constantes de equilíbrio e solubilidade. A condutividade elétrica está relacionada com a presença de íons dissolvidos na água e a alcalinidade com os processos de mineralização da matéria orgânica. Porém, gera-se alcalinidade no interior da lagoa devido à amonificação, que tem o sedimento como principal sítio de atuação. A amônia formada é instável em valores de pH próximos a neutralidade (Tabela 5.9), sendo convertida por hidratação a íon amônio (VAN HAANDEL e LETTINGA (1994); ESTEVES, 1998).

Dessa forma, a baixa densidade de organismos observada neste estudo pode estar associada ao maior desenvolvimento e estabelecimento das cianobactérias, em detrimento aos taxa distribuídos nas demais classes fitoplanctônicas encontradas, uma vez que esses microrganismos apresentam crescimento rápido com a disponibilidade de fontes inorgânicas de nutrientes, em particular, o íon amônio. Além disso, baixa carga orgânica superficial não favorece o crescimento da biomassa e baixo tempo de detenção hidráulico acarreta o arraste do fitoplâncton, diminuindo, assim, a densidade de organismos.

A distribuição percentual das classes em cada região de amostragem está representada nas Figuras 5.6 e 5.7.

■ Cianobactéria □ Chlorophyceae ■ outras

Figura 5.6 - Contribuição das classes fitoplanctônicas na região afluyente da lagoa facultativa.

■ Cianobactéria □ Chlorophyceae ■ outras

Figura 5.7 - Contribuição das classes fitoplanctônicas na região efluente da lagoa facultativa.

De acordo com os gráficos apresentados, as cianobactérias predominaram nas duas regiões de amostragem, porém com uma contribuição maior na saída da lagoa (96%). As Chlorophyceae estiveram presentes na região afluyente em 19% da densidade total de organismos e foi bem inexpressiva na saída, com apenas 2%. As demais classes (Chlamydomonadales, Bacillariophyceae, Dinophyceae, Euglenophyceae e Zygnematales) contribuíram, em conjunto, com apenas 3% na região afluyente e 2% na saída da lagoa.

As espécies *Planktothrix agardhii*, *Merismopedia punctata*, *Merismopedia tenuissima*, *Chroococcus distans* e *Synechocystis aquatilis* foram muito freqüentes na região afluyente da lagoa, enquanto na região de saída, somente as primeiras ocorreram com maior freqüência.

A espécie *Sphaerocystis* sp. foi a representante que mais se destacou entre as Chlorophyceae, estando presente nas amostras da região afluyente na última semana de julho e em todas as amostras no período compreendido entre os meses de agosto/08 a fev/08. No entanto, ela ocorreu apenas nos meses de agosto e setembro/08 na região efluente da lagoa. A classe Zygnematales, com apenas 1% de contribuição na região afluyente da lagoa, foi bem representada por *Closterium* sp., que ocorreu em junho e julho/08 (uma semana em cada mês) e em todas as semanas de agosto a outubro/08. Entre as Euglenophyceae, a espécie *Euglena caudata* foi a representante que ocorreu mais freqüentemente na região de entrada nos meses de junho e de setembro a dezembro/08, somente uma semana em cada mês. Na saída da lagoa, a *E. caudata* ocorreu em setembro, outubro, dezembro/08 e janeiro e fevereiro/09. Os gêneros e espécies das demais classes pouco contribuíram para a composição da comunidade fitoplanctônica da lagoa facultativa, ocorrendo, apenas, ocasionalmente.

5.5.2 – Freqüência Específica

A freqüência de ocorrência das espécies em cada região de amostragem está demonstrada nas Figuras 5.8 e 5.9. Na região de entrada, cinco espécies foram muito freqüentes ($F > 70\%$): quatro pertencentes ao grupo das cianobactérias e uma ao grupo das Chlorophyceae. Três espécies foram freqüentes ($70\% < F > 40\%$), todas pertencentes ao grupo das cianobactérias. Contudo, a maioria das espécies ocorreu como raras ($40\% < F > 10\%$) ou esporádicas ($F < 10\%$).

Figura 5.8 - Frequência de ocorrência de gêneros e espécies fitoplantônicas na região afluenta da lagoa facultativa. Nota: MF = Muito Frequente, F = Frequente, R = Rara, E = Esporádica.

Na região de saída, apenas duas espécies foram muitos frequentes: *Planktothrix agardhii* e *Merismopedia punctata*, três foram frequentes: *Chroococcus distans*, *Oscillatoria* sp., *Closterium* sp. enquanto a grande maioria ocorreu como rara ou esporádica.

Figura 5.9 - Frequência de ocorrência de gêneros e espécies fitoplancônicas na região efluente da lagoa facultativa.

Nota: MF = Muito Frequente, F = Frequente, R = Rara, E = Esporádica

5.5.3 Biovolume das Espécies mais Frequentes

O biovolume foi calculado para aqueles gêneros ou espécies que ocorreram acima de 70 % nas amostras analisadas. As Figuras 5.10 e 5.16 apresentam a biomassa dos organismos na região de entrada e saída da lagoa respectivamente.

A espécie que mais contribuiu para a biomassa, tanto em densidade quanto em biovolume, nas duas regiões de amostragem foi *Planktothrix agardhii*. A densidade na entrada, em todo o período de estudo, foi de $36 \times 10^3 \text{ ind.mL}^{-1}$ e o biovolume médio de $23155 \times 10^3 \mu\text{m}^3 \cdot \text{mL}^{-1}$. O menor valor alcançado para o biovolume foi de $9488 \times 10^3 \mu\text{m}^3 \cdot \text{mL}^{-1}$ em agosto (coleta 8) e o maior valor ocorreu em janeiro (coleta 32), $50266 \times 10^3 \mu\text{m}^3 \cdot \text{mL}^{-1}$ (Figura 5.10).

Figura 5.10 - Biovolume de *P. agardhii* na região afluyente da lagoa.

A espécie *Merismopedia punctata* foi a segunda que mais contribuiu com o biovolume, na região afluyente da lagoa (Figura 5.11). O valor médio obtido foi de $209 \times 10^3 \mu\text{m}^3 \cdot \text{mL}^{-1}$ e um pico máximo de $1464 \times 10^3 \mu\text{m}^3 \cdot \text{mL}^{-1}$. Outra espécie do mesmo gênero nesta região de amostragem (Figura 5.12), *M. tenuissima*, apresentou biovolume médio menor ($89 \times 10^3 \mu\text{m}^3 \cdot \text{mL}^{-1}$), porém atingiu densidades maiores. A primeira espécie apresentou uma densidade média de $4 \times 10^3 \text{ ind.mL}^{-1}$ enquanto a segunda, $5 \times 10^3 \text{ ind.mL}^{-1}$.

Figura 5.11 - Biovolume de *M. punctata* na região afluenta da lagoa.

Figura 5.12 - Biovolume de *M. tenuissima* na região afluenta da lagoa

A quarta espécie entre as cianobactérias que contribuiu com a biomassa na região afluyente da lagoa facultativa foi *Chroococcus distans*, com $88 \times 10^3 \mu\text{m}^3 \cdot \text{mL}^{-1}$ de biovolume médio (Figura 5.13). Em termos de densidade, esta espécie contribuiu com $3 \times 10^3 \text{ ind. mL}^{-1}$.

A única Chlorophyceae que contribui com o biovolume médio de $90 \mu\text{m}^3 \cdot \text{mL}^{-1}$ e uma densidade de $7 \times 10^3 \text{ ind. mL}^{-1}$ foi *Sphaerocystis* sp. (Figura 5.14)

Figura 5.13 - Biovolume de *C. distans* na região afluyente da lagoa.

Figura 5.14 - Biovolume de *Sphaerocystis* sp. na região afluenta da lagoa.

As Figuras 5.15 e 5.16 mostram o biovolume das espécies mais frequentes na região de saída da lagoa facultativa: *Planktothrix agardhii* e *Merismopedia punctata*, respectivamente.

No final da lagoa, *P. agardhii* apresentou uma amplitude maior de variação de seu biovolume, com valores que oscilaram entre $7810 \times 10^3 \mu\text{m}^3 \cdot \text{mL}^{-1}$ e $56900 \times 10^3 \mu\text{m}^3 \cdot \text{mL}^{-1}$. O valor médio atingindo foi de $25630 \mu\text{m}^3 \cdot \text{mL}^{-1}$. A densidade média foi de $40 \times 10^3 \text{ ind} \cdot \text{mL}^{-1}$.

A espécie *M. punctata* apresentou um valor médio de biovolume de $114 \times 10^3 \mu\text{m}^3 \cdot \text{mL}^{-1}$ e máximo de $963 \times 10^3 \mu\text{m}^3 \cdot \text{mL}^{-1}$. A densidade média desta espécie foi de $2 \times 10^3 \text{ ind} \cdot \text{mL}^{-1}$.

Figura 5.15 - Biovolume de *P. agardhii* na saída da lagoa.

Figura 5.16 - Biovolume de *M. punctata*, na região efluente da lagoa.

5.5.4 – Abundância Relativa

A Tabela 5.11 apresenta a abundância relativa das classes taxonômicas encontradas na região afluyente da lagoa facultativa durante o período deste estudo.

Tabela 5.11 - Abundância dos grupos fitoplantônicos (%) na região afluyente da lagoa facultativa, no período de junho /08 a fevereiro/09.

Região Afluyente da Lagoa Facultativa									
	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev
Bacillariophyceae	1,6	0,1	0,1	0,1	-	0,2	0,2	0,1	-
Chlamydomphyceae	-	-	0,1	0,3	0,1	-	0,9	6,5	-
Chlorophyceae	6,0	5,6	7,1	9,6	38,0	30,9	26,4	8,6	10,9
Cianobactérias	91,3	93,6	88,7	82,8	60,3	68,8	72,5	84,7	89,1
Dinophyceae	0,1	-	0,1	-	-	-	-	-	-
Euglenophyceae	0,4	0,6	0,1	0,1	0,1	0,1	-	0,1	-
Zygnemaphyceae	0,6	0,1	3,8	7,1	1,5	-	-	-	-

As cianobactérias foram dominantes em junho e julho (91,3% e 93,6%, respectivamente) enquanto as clorófitas foram ocasionais (6,0% e 5,6%). As demais classes foram raras (< 1 %), exceto Chlamydomphyceae que esteve ausente em junho e Dinophyceae, em julho.

A partir de agosto, as cianobactérias foram predominantes, com abundância entre 60,3% e 89,1%. Neste período, a abundância das clorófitas aumentou, de forma a torná-las abundantes em outubro (38%) e novembro (30,9%). Porém, a partir de dezembro, as clorófitas voltaram a ocorrer com menor abundância (26,4%), voltando a ser ocasionais. As demais classes (Bacillariophyceae, Chlamydomphyceae, Chlorophyceae, Dinophyceae, Euglenophyceae e Zygnemaphyceae) foram raras ou ocasionais.

A Tabela 5.12 apresenta a abundância relativa das classes taxonômicas encontradas na região efluente da lagoa facultativa durante o período deste estudo.

Tabela 5.12: Abundância dos grupos fitoplanctônicos (%) na região efluente da lagoa facultativa, no período de junho /08 a fevereiro/09.

Região Efluente da Lagoa Facultativa									
	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev
Bacillariophyceae	0,3	0,2	1,4	0,4	0,8	0,1	-	-	-
Chlamydoephyceae	0,3	-	-	0,1	0,2	0,3	0,5	0,3	-
Chlorophyceae	1,7	0,8	3,9	3,7	0,9	0,7	0,3	-	0,3
Cianobactérias	97,6	98,2	91,8	89,7	95,7	96,7	97,7	99,2	99,0
Dinophyceae	-	-	-	-	0,1	-	-	-	-
Euglenophyceae	0,1	0,2	0,1	0,5	0,1	0,6	1,2	0,5	0,7
Zygnemaphyceae	-	0,6	2,8	5,6	2,2	1,6	0,3	-	-

Na região efluente, as cianobactérias forma dominantes em todo o período deste estudo, com dominância progressiva a partir de setembro (89,7%) até fevereiro (99,0%). As demais classes foram raras ou ocasionais.

Bittencourt et al. (2001) explicam que temperaturas médias diárias acima de 25 °C, concentrações nutricionais na proporção N:P entre 10:1 e 20:1 e pH acima de 7,5 constituem um ambiente propício ao crescimento intenso, conhecido como florações, de algumas populações de cianobactérias.

A temperatura média apresentada pela massa líquida da lagoa estudada foi de 28,5 °C com valores extremos de 26,5 e 31,0 °C. Mesmo no período de precipitações mais intensas, a temperatura da água foi de 27,6 °C. O pH do médio da lagoa foi de 7,9, com variação entre 7,4 e 8,4. Tais condições corroboram com a hipótese da predominância de cianobactérias na lagoa facultativa do módulo III da ETE-Mangabeira estar associada às características físicas e químicas observadas na lagoa. Entretanto, a proporção das concentrações dos nutrientes (nitrogênio e fósforo) foi, em média, de 5:1, o que é considerado baixo para as exigências nutricionais da maioria dos organismos fitoplanctônicos.

Neste sentido, Tundisi (2003) afirma que geralmente 0,7% do nitrogênio e 0,09% do fósforo que compõem o fitoplâncton são as primeiras frações assimiladas e se deplecionam rapidamente com a atividade fotossintética. Ou seja, cerca de oito vezes mais nitrogênio do que fósforo é requerido pelos organismos fitoplanctônicos para a sua atividade metabólica. Com isso, as características físicas e químicas da lagoa facultativa estudada tornam o ambiente mais propício ao desenvolvimento daqueles taxa mais competitivos e providos de estratégias de sobrevivência que lhes permitam dominar ambientes com baixa proporção nutricional.

Lagos da região Scharmützelsee no leste da Alemanha (com profundidade máxima entre 2 e 12 m) foram estudados por Rücker, Wiedner e Zippel (1997) por serem dominados por duas espécies de cianobactérias em particular, *Planktothrix agardhii* e *Limnothrix redekei*. Os autores observaram que os lagos dominados pela primeira espécie apresentaram menos eventos de estratificação térmica e que a menor relação N:P encontrada pode ser o principal fator que controlou a dominância de *P. agardhii* nos lagos investigados.

Dentro da classe taxonômica dominante na lagoa facultativa estudada (Cianobactérias), *Planktothrix agardhii*, *Merismopedia punctata*, *Merismopedia tenuissima*, *Chroococcus distans* e *Synechocystis aquatilis* foram muito freqüentes na região de entrada da lagoa, enquanto na região efluente, somente as primeiras ocorreram com maior freqüência (Figuras 5.8 e 5.9).

Em termos de abundância, houve o predomínio de *Planktothrix agardhii* (65,4%), exceto no período chuvoso, quando houve redução significativa em sua abundância, em função do aumento na abundância relativa da espécie *Synechocystis aquatilis* e *Merismopedia tenuissima*.

Os representantes da ordem Chroococcales (*S. aquatilis* e *M. tenuissima*) foram categorizados como C-estrategistas, organismos oportunistas que colonizam rapidamente ambientes com grande disponibilidade de nutrientes e elevada radiação solar, sendo beneficiados em períodos de mistura da coluna de água (REYNOLDS, 1988; BICUDO et al., 1999). Alguns autores (BLOMQUIST, PETTERSSON e HYENSTRAND, 1994; REYNOLDS, 1994; STEWART e HESSAMI, 2005) relatam que cianobactérias de tamanho pequeno, como *Synechocystis* sp. e *Merismopedia* sp. se desenvolvem melhor na presença do íon amônia e apresentam elevada capacidade de absorção do CO₂ e de nutrientes.

O aumento na abundância das espécies colonizadoras no período chuvoso pode estar relacionado a condição de mistura da coluna de água e ressuspensão da matéria orgânica depositada no sedimento, em função do vento e da precipitação.

Tanto a velocidade do vento quanto a incidência de radiação solar influenciam os períodos de estratificação térmica e mistura da coluna de água. Nos meses mais chuvosos foram registrados ventos de até $5,0 \text{ m.s}^{-1}$ na estação climatológica próxima a ETE-Mangabeira. A lagoa facultativa de Pariquera-Açu e Jacupiranga (2,0 m e 1,4 m de altura da lâmina de água, respectivamente) estudadas por Casali (2008) apresentaram padrões de mistura turbulenta da coluna de água em períodos que apresentaram velocidades de vento de $2,68 \text{ m.s}^{-1}$ em Pariquera-Açu e $0,72 \text{ m.s}^{-1}$ em Jacupiranga.

De acordo com o conceito dos grupos funcionais desenvolvido por Reynolds et al. (2002) a espécie *Synechocystis aquatilis* foi incluída no grupo funcional Z, por colonizar águas com maior transparência e com mistura da coluna de água, além de apresentar tolerância a baixas concentrações de nutrientes (ambientes oligo ou ultraoligotrófico). No entanto, a presença desta espécie foi constatada em ambientes eutróficos a hipereutróficos por Huszar et al. (2000), como se apresenta a lagoa facultativa em estudo. Pois, apesar da baixa proporção N:P encontrada, estes nutrientes estiveram em elevadas concentrações em todo o período estudado (Tabela 5.9).

Não obstante, o gênero *Merismopedia* foi incluído no grupo funcional L_o, por habitar águas mesotróficas, porém as espécies deste táxon também podem tolerar períodos de baixa disponibilidade nutricional.

No entanto, o conceito ecológico de grupos funcionais foi aplicado à ambientes lacustres ou reservatórios, onde o perfil vertical co-determina as respostas fisioecológicas da comunidade fitoplantônica, em função, sobretudo, da profundidade, extensão da zona eufótica e condições de mistura.

Uma avaliação da presença de cianobactérias em efluentes de um sistema combinado de lagoas de estabilização (duas lagoas facultativas e uma de maturação) seguido por decantador de algas e tanque de contato de cloro que Godoy (2007) realizou na ETE da Riviera de São Lourenço, Bertioga/SP, demonstrou que as espécies mais presentes ao longo do sistema foram *Planktothrix* sp. (90 a 100 %) e *Merismopedia* sp. (5 a 67 %), as quais foram predominantes durante todo o período de estudo. O referido autor também observou que *Planktothrix* sp. possui a maior capacidade de permanecer no sistema com melhor resistência a remoção, enquanto as demais espécies encontradas (*Microcystis* sp., *Phormidium* sp., *Chroococcus* sp., *Pseudanabaena* sp. e *Aphanocapsa* sp.) foram removidas até o decantador de algas.

Ao estudarem a comunidade fitoplanctônica de uma lagoa facultativa e uma lagoa de maturação no Norte de Portugal, Vasconcelos e Pereira (2001) constataram que as cianobactérias foram freqüentemente dominantes (15,2 a 99,8 %) durante todo o período de estudo (janeiro a julho/1999). As espécies principais foram *Planktothrix mougeotii*, *Microcystis aeruginosa* e *Pseudanabaena mucicola*.

As espécies do gênero *Planktothrix* sp. possuem estratégias de sobrevivência que lhes permitem dominar ambientes como as lagoas facultativas, tais como: acumular gás em vesículas (vacúolos gasosos ou aerótopos) que regulam a mobilidade e flutuabilidade dos tricomas na coluna de água e capacidade de armazenar nutrientes essenciais e metabólitos.

Reynolds et al. (2002) incluiu *Planktothrix agardhii* no grupo funcional S₁, no qual estão as espécies mais resistentes as condições de mistura, em que a luz é progressivamente o fator limitante, e por isso apresentam adaptações que as favorecem. Estes autores ressaltam *P agardhii* é a espécie mais familiar deste grupo funcional e muito comum em lagos rasos, enriquecidos e expostos às maiores latitudes, onde podem formar monoculturas populacionais que persistem durante todo o ano.

Para Godoy (2007), as vantagens na dispersão e predominância das cianobactérias são devidas, principalmente por possuírem mecanismos de proteção do DNA contra a radiação UV, tolerância a baixas concentrações de oxigênio dissolvido, capacidade de acumular grânulos de polifosfato como reserva energética e adaptação cromática, ou seja, capacidade de produzir pigmentos acessórios necessários à absorção da luz em qualquer habitat mais eficientemente.

Outra questão que chama a atenção para a predominância das cianobactérias na lagoa estudada é o fato deste grupo fitoplanctônico produzir uma larga variedade de compostos tóxicos. Segundo Tonk et al. (2005), *Planktothrix agardhii* pode produzir microcistina hepatotóxica, a qual causa dano ao fígado através da inibição de proteínas fosfatases e promove o desenvolvimento de tumores nas células hepáticas.

De acordo com Briand et al. (2008), a concentração de microcistina produzida durante as florações depende da variação na proporção de cepas contendo os genes envolvidos na produção da cianotoxina e da quota de microcistina por células (razão entre a concentração de microcistina e a densidade de células com o genótipo *mcyA*) por cepa tóxica.

Furtado et al. (2009) avaliaram a produção de microcistinas pela população de cianobactérias identificadas e isoladas da ETE- Cajati/SP. O teste imunológico, específico para microcistinas

hepatotóxicas, apresentou resultado positivo para seis diferentes cepas, dentre as quais estava *Merismopedia* CENA 106. Dessa forma, o efluente gerado pelo módulo III da ETE-Mangabeira apresenta potencial tóxico, por apresentar predominância de cianobactérias capazes de produzir cianotoxinas: *Planktothrix agardhii* e *Merismopedia* sp..

5.5.5 Índices de Diversidade

A riqueza de espécies (d) na região afluente e na saída da lagoa foi extremamente baixa em todo o período de estudo, com índice abaixo de 1,0. Na região afluente da lagoa, os meses que apresentaram índices mais elevados, dentro da faixa de variação apresentada, foram agosto, setembro e dezembro (0,59; 0,61; 0,52; respectivamente). Na região de saída, os meses mais elevados foram agosto (0,55) e outubro (0,56). Os menores índices de riqueza na região de entrada foram relativos aos meses de junho e fevereiro (0,38). Na saída da lagoa, os meses de julho, novembro e fevereiro apresentaram os menores índices (0,27; 0,28; 0,29).

A diversidade de espécies (H'), que considera não apenas a riqueza, mas também o número de indivíduos de cada espécie acompanhou o índice de riqueza na região afluente da lagoa. Seus maiores valores foram atribuídos aos meses de agosto, setembro e dezembro (2,01; 2,10; 2,12; respectivamente). No entanto, na saída da lagoa, apenas em agosto ocorreu o maior índice de diversidade (1,47), o qual esteve abaixo dos maiores índices apresentados na região de entrada.

Os dois primeiros índices apresentados (d) e (H') refletem a elevada dominância de uma única espécie (*P. agardhii*) em relação aos demais táxos, nas duas regiões de amostragem. Esta dominância foi comprovada pelo índice de dominância de Simpson (c), que apresentou seus menores valores nos meses com maiores índices de riqueza e diversidade, tanto na região afluente quanto na saída da lagoa. Os meses de maior índice de dominância foram junho/08 (0,53), janeiro e fevereiro/09 (0,50; 0,58; respectivamente), na região de entrada. A saída da lagoa apresentou maior dominância, com índices acima de 0,60 na maioria dos meses, exceto os meses de julho (0,55) e agosto (0,52). Os meses de novembro/08 e janeiro/09 apresentaram os maiores índices (0,71; 0,81; respectivamente).

O índice de equidade foi bastante uniforme nas duas regiões de amostragem, porém apresentou maiores valores na região afluente (acima de 0,50) do que na saída (abaixo de 0,50).

O maior valor da equidade na região afluyente da lagoa foi referente ao mês de fevereiro (1,31) e o menor no mês de junho (0,50).

Na saída da lagoa, os meses de junho, julho e agosto/08 e fevereiro/09 apresentaram a maior equidade (0,46). Enquanto a menor equidade ocorreu em janeiro/09.

A variação dos índices que refletem a biodiversidade da lagoa facultativa estudada ao longo deste estudo está representada graficamente na Figura 5.17 (entrada da lagoa) e na Figura 5.18 (saída da lagoa).

Figura 5.17 - Índices de riqueza (d), diversidade (H'), dominância (c) e uniformidade (e) na região afluyente da lagoa facultativa.

Figura 5.18 -. Índices de riqueza (d), diversidade (H'), dominância (c) e uniformidade (e) na região efluente da lagoa facultativa

5.5.6 Estudo das matrizes de correlação

Os coeficientes de correlação de Spearman atribuídos às variáveis abióticas, climatológicas e densidade total na região afluyente da lagoa facultativa são apresentados na Tabela 5.13 (Apêndice B), que traz assinalados (negrito) os coeficientes expressivos ao nível de significância de 5% ($p < 0,05$).

Quanto às variáveis abióticas e climatológicas, a densidade total apresentou correlações positivas com a condutividade elétrica ($r = 0,479$), alcalinidade ($r = 0,425$) e sólidos suspensos

totais ($r = 0,419$), o que reflete as principais atividades orgânicas da comunidade fitoplanctônica – processo fotossintético e respiração.

O biovolume da espécie *Planktothrix agardhii* apresentou correlação negativa ($r = - 0,483$) com a relação N:P, o que demonstra que a biomassa desta espécie aumenta à medida que a razão dos nutrientes no meio diminui e vice-versa. O biovolume da espécie *Synechocystis aquatilis* apresentou influência significativa e direta com a razão N:P ($r = 0,516$), ou seja, a espécie tem sua biomassa aumentada à medida que a razão dos nutrientes também aumenta no meio.

O biovolume da espécie *S. aquatilis* também apresentou correlação negativa com o biovolume da espécie *P. agardhii* ($r = - 0,419$). A primeira espécie foi mais abundante no período chuvoso, quando houve maior diluição da massa líquida da lagoa, em função da entrada de água no sistema. Com isto, a zona eufótica pode ter aumentado e favorecido a colonização do ambiente pela *S. aquatilis* em detrimento de *P. agardhii*, que neste período diminuiu sua abundância. Segundo Hai et al. (2000), o gênero *Synechocystis* sp. desenvolve-se bem em condições de cultivo, principalmente devido a alta disponibilidade de luz e nutrientes.

Os sólidos suspensos apresentaram correlação direta e significativa com *P. agardhii* ($r = 0,609$) e *Merismopedia tenuissima* ($r = 0,506$) e correlação inversa com *Synechocystis aquatilis* ($- 0,689$).

Os coeficientes de correlação de Spearman atribuídos às variáveis abióticas, climatológicas e densidade de organismos na região de saída da lagoa facultativa são apresentados na Tabela 5.14 (Apêndice B), que traz assinalados (negrito) os coeficientes expressivos ao nível de significância de 5% ($p < 0,05$).

A densidade total na saída da lagoa apresentou correlação com o biovolume das espécies *P. agardhii* ($r = 0,735$) e *C. distans* ($r = 0,623$). A relação da comunidade fitoplanctônica com os sólidos suspensos totais ($r = 0,703$), alcalinidade ($r = 0,701$) e condutividade ($r = 0,662$) foi mais estreita nesta região de amostragem do que na região afluenta da lagoa.

Os sólidos suspensos apresentaram correlação direta e significativa com as concentrações de fósforo total e alcalinidade ($r = 0,629$) e $r = 0,722$, respectivamente). A precipitação atmosférica apresentou correlação negativa com os sólidos suspensos ($r = - 0,468$) e com o oxigênio dissolvido ($r = - 0,478$), o que sugere uma ressuspensão da matéria orgânica depositada no fundo da lagoa no período chuvoso e conseqüente elevação do consumo de oxigênio pelas bactérias decompositoras presentes nas camadas superiores da lagoa.

5.6 - Análise de Componentes Principais

A análise de componentes principais (ACP) empregou 13 variáveis abióticas e 9 bióticas para cada uma das regiões de amostragem no interior da lagoa facultativa.

Os dois primeiros fatores originários da ACP na região de entrada da lagoa facultativa explicaram 45,9 % da variabilidade dos dados (Tabela 5.13). O primeiro fator explicou 32,07 % da variabilidade total e apresentou as seguintes variáveis abióticas mais importantes ($r > 0,6$): fósforo total, sólidos suspensos totais, alcalinidade, oxigênio dissolvido, temperatura e condutividade elétrica. Dentre as variáveis bióticas, o biovolume da espécie *Merismopedia tenuissima* foi o mais importante ($r > 0,6$). Contudo, o biovolume de cada uma das espécies: *Synechocystis aquatilis*, *Chroococcus distans* e *Planktothrix agardhii* foi bem representativo ($r > 0,5$). O segundo fator explicou 13,86 % da variabilidade total, onde a demanda bioquímica de oxigênio, a velocidade do vento e a radiação solar foram as variáveis abióticas mais representativas ($r > 0,6$). A densidade fitoplanctônica total e o biovolume da espécie *Sphaerocystis* sp. foram igualmente importantes ($r > 0,5$).

A figura 5.19A mostra o diagrama de ordenação das variáveis ambientais e biológicas estudadas, bem como, as associações estabelecidas entre elas na região afluenta da lagoa facultativa. O primeiro eixo (FATOR I) apresentou uma discreta associação positiva entre a precipitação pluviométrica, o biovolume da espécie *Synechocystis aquatilis*, a velocidade do vento e a relação N/P.

Associações negativas entre as variáveis abióticas e o biovolume das espécies de Cyanophyceae foram consideravelmente mais acentuadas. O segundo eixo (FATOR II) apresentou associações positivas entre a grande maioria das variáveis abióticas, exceto a radiação solar e a velocidade do vento, que estabeleceram associações negativas com a biomassa fitoplanctônica.

Tabela 5.13: Correlações as variáveis com os componentes principais na região de entrada da lagoa

Variáveis	Fator I	Fator II
NT	-0,497	0,317
PT	-0,811	0,368
SST	-0,915	0,146
ALC	-0,921	0,080
OD	-0,623	0,236
DBO	-0,424	0,613
pH	0,060	0,089
Temp	-0,812	-0,103
CE	-0,942	-0,068
p	0,274	0,411
Vv	0,383	-0,684
RS	-0,068	-0,648
N/P	0,486	-0,218
DT	-0,548	-0,604
<i>P. agardhii</i>	-0,515	-0,040
<i>M. punctata</i>	0,121	-0,191
<i>C. distans</i>	-0,521	-0,347
<i>Merismopedia</i> sp.2	-0,340	-0,393
<i>M. tenuissima</i>	-0,679	-0,332
<i>S. aquatilis</i>	0,559	0,109
<i>Oscillatoria</i> sp.	-0,237	-0,038
<i>Sphaerocystis</i> sp.	-0,293	-0,651
Variabilidade explicada	32,07 %	13,86 %

O agrupamento das amostras foi claramente separado pelo fator I, que distinguiu no semi-eixo positivo as amostras coletadas nos primeiros meses do estudo (junho a setembro), uma zona de transição, com as amostras coletadas no final de setembro a novembro, e no semi-eixo negativo, as amostras dos meses de dezembro a fevereiro foram reunidas (Fig. 5.19B). Conseqüentemente, o fator I da ACP representou a variação temporal das características físicas, químicas e biológicas do meio reacional na região afluente da lagoa facultativa; enquanto o fator II separou as amostras de acordo com a flutuação sazonal da biomassa fitoplancônica.

Os dois primeiros fatores originários da ACP na região efluente da lagoa facultativa explicaram 45,8 % da variabilidade dos dados (Tabela 5.14).

O primeiro fator explicou 35,46 % da variabilidade total e apresentou elevadas associações ($r > 0,7$) entre as seguintes variáveis abióticas: fósforo total, sólidos suspensos totais, alcalinidade, oxigênio dissolvido, temperatura e condutividade elétrica.

Figura 5.19: A - Diagrama de ordenação entre as variáveis ambientais e biológicas estudadas. B - Agrupamento das amostras coletadas na região de entrada da lagoa durante o período de estudo

Nota: As unidades amostrais obedecem às seqüências dos meses (Junho a Fevereiro); semanas (1- primeira semana do mês, 2 – segunda semana, e assim sucessivamente); anos (2008 e 2009).

Dentre as variáveis bióticas, a densidade fitoplanctônica total foi a mais representativa ($r > 0,7$) seguida pelo biovolume das espécies: *Planktothrix agardhii* e *Merismopedia tenuissima* ($r > 0,6$). O segundo fator explicou 10,39 % da variabilidade total, onde apenas o biovolume da espécie *Merismopedia punctata* foi mais representativo ($r > 0,7$).

Tabela 5.14 Correlações das variáveis com os componentes principais na região de saída

Variáveis	Fator I	Fator II
NT	-0,4789	0,3025
PT	-0,8484	0,0651
SST	-0,8795	-0,0416
ALC	-0,9306	0,1177
OD	-0,7079	0,2330
DBO	-0,5879	0,1018
pH	-0,1204	0,5988
Temp	-0,7016	-0,0952
CE	-0,8884	0,1348
p	0,2308	0,0052
V _v	0,3874	-0,4962
RS	-0,1634	-0,3666
N/P	0,3782	-0,0497
DT	-0,7713	-0,2451
<i>P. agardhii</i>	-0,6508	0,1376
<i>M. punctata</i>	-0,0725	-0,7008
<i>C. distans</i>	-0,6275	-0,3565
<i>M. tenuissima</i>	-0,6193	-0,5031
<i>Oscillatoria</i> sp.	0,1839	0,4269
<i>Closterium</i> sp.	0,3897	0,0226
Variabilidade explicada	35,46%	10,39%

A figura 5.20A mostra o diagrama de ordenação das variáveis estudadas e suas associações na região de saída da lagoa facultativa.

O fator I apresentou associações positivas entre a precipitação pluviométrica, o biovolume das espécies *Oscillatoria* sp. e *Closterium* sp., velocidade do vento e relação N:P. Entretanto, todas as demais variáveis apresentaram associações negativas neste eixo.

Figura 520 - A - Diagrama de ordenação entre as variáveis ambientais e biológicas estudadas. B - Agrupamento das amostras coletadas na região de saída da lagoa durante o período de estudo

Nota: As unidades amostrais obedecem às seqüências dos meses (Junho a Fevereiro); semanas (1- primeira semana do mês, 2 – segunda semana, e assim sucessivamente); anos (2008 e 2009).

O fator II apresentou associações positivas entre a grande maioria das variáveis abióticas e o biovolume de *P. agardhii* e *Oscillatoria* sp.; associações negativas entre a densidade fitoplanctônica total e o biovolume das espécies *Chroococcus distans*, *Merismopedia tenuissima* e *Merismopedia punctata*.

Quanto ao agrupamento das amostras, o semi-eixo positivo do fator I agregou as amostras coletadas nos meses de junho ao início de novembro e o semi-eixo negativo agregou as amostras coletadas nos meses de novembro a fevereiro. O fator II separou as amostras de acordo com as flutuações da biomassa fitoplanctônica (Figura 5.20B).

A análise multivariada das componentes principais aplicada às duas regiões de amostragem separadamente não apresentou diferença espacial relevante entre as variáveis estudadas nas ACPs. Correlações entre as variáveis com os dois primeiros componentes, tanto na região de entrada quanto na região de saída apresentaram as mesmas associações e foram igualmente importantes na definição dos agrupamentos das amostras em cada fator, para o mesmo percentual de variabilidade dos dados (45,9%). Todavia, as primeiras componentes, nas duas regiões de amostragem, apresentaram baixa explicabilidade da variação total dos dados. Dessa forma, a maior parte da variância pode estar associada a outros fatores que não foram estudados, tais como, aspectos operacionais do módulo III da ETE-Mangabeira. Contudo, a variação sazonal dos dados foi mais evidente e mais distinta nas duas regiões de amostragem do que a variação espacial.

Dado o exposto, o estudo da comunidade fitoplanctônica é considerado relevante para o melhor entendimento da dinâmica das lagoas facultativas, no que se refere aos processos que direta ou indiretamente causam algum impacto no corpo de água receptor dos lançamentos da ETE. Assim, esta pesquisa pretendeu abordar os aspectos biológicos do sistema de tratamento de esgoto, visto que esta abordagem ainda é pouco contemplada.

6.CONCLUSÕES

Durante o período de estudo foram identificados 36 taxa na lagoa facultativa do módulo III da ETE-Mangabeira. Os organismos foram distribuídos em sete classes taxonômicas nas duas regiões de amostragem.

As cianobactérias predominaram na região afluente, bem como região efluente da lagoa. O grupo de Chlorophyceae esteve presente na região de entrada e foi bem inexpressivo na saída.

A espécie que mais contribuiu para a biomassa, tanto em densidade quanto em biovolume, nas duas regiões de amostragem foi *Planktothrix agardhii*. *Merismopedia punctata* foi a segunda que mais contribuiu com o biovolume.

A densidade total dos organismos fitoplanctônicos apresentou nítida variação sazonal e homogeneidade na estrutura da comunidade fitoplanctônica. No período chuvoso houve maior diferença entre as duas regiões de amostragem.

A abundância de taxa esteve intrinsecamente associada a maior estabilidade das condições ambientais como, radiação solar, pouca variação da temperatura e disponibilidade de nutrientes. A precipitação atmosférica foi a principal variável climatológica que influenciou na variação sazonal das variáveis estudadas.

A lagoa facultativa do módulo III da ETE-Mangabeira funciona com baixa taxa de aplicação superficial, ou seja, carga orgânica superficial bem abaixo do recomendado, e sub-carga hidráulica: maior tempo de detenção hidráulico em função da redução da vazão.

O efluente gerado no módulo III da ETE-Mangabeira não atendeu, em sua integralidade, ao padrão e as condições de lançamento de efluentes estabelecidos por legislação, dessa forma, pode ser considerado potencialmente poluidor.

7.REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA EXECUTIVA DE GESTÃO DAS ÁGUAS DO ESTADO DA PARAÍBA. **Clima.**

Disponível em: < <http://www.aesa.pb.gov.br/>>. Acesso em 03 de jul. 2009.

ALMEIDA, T. M. V. et al. **Estudo das condições operacionais de uma lagoa anaeróbia profunda e produção de lodo durante seu tempo de funcionamento na estação de tratamento de esgotos da bacia do rio Paraíba na grande João Pessoa.** In: XXIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2003, Joinville. Anais em CD-ROM. Santa Catarina: ABES/ABRH. 2003.

ANDRADE NETO, C. O. **Sistemas simples para tratamento de esgotos sanitários: experiência brasileira.** Rio de Janeiro: ABES, 1997. Cap 4.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** APHA; AWWA; WPFC. 19th ed. Washington, 1995. Part 1000 – 4000, 4-138 p.

ANAGNOSTIDIS, K.; KOMÁREK, J. **Modern approach to the classification system of Cyanophytes. 2 – Chroococcales.** Algological Studies, 1986. v. 73. p. 157-226.

ANAGNOSTIDIS, K.; KOMÁREK, J. **Modern approach to the classification system of Cyanophytes. 3 – Oscillatoriales.** Algological Studies, 1988. v. 50-53. p. 327-472.

ANAGNOSTIDIS, K.; KOMÁREK, J. **Modern approach to the classification system of Cyanophytes. 4 – Nostocales.** Algological Studies, 1989. v. 82. p. 247-345.

ANDRADE NETO, C.; CAMPOS, J. R. Introdução. In: CAMPOS, J.R. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo.** Rio de Janeiro, RJ. ABES, 1999. Cap. 1, p. 1 – 28.

BARKER, D. J.; STUCKEY, D. C. A review of soluble microbial products (SMP) in wastewater treatment systems. **Elsevier Science Wat. Res.** v. 33, n. 14, p. 3063-3082. 1999.

BARROSO, M. L. A. **Contribuição ao estudo das interações entre o fitoplâncton e espécies orgânicas solúveis em lagoas de estabilização tratando águas residuárias domésticas.** 2001. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2001.

BICUDO, C. E. et al. Dinâmica de populações fitoplanctônicas em ambiente eutrofizado: o lago das Garças, São Paulo. In: HENRY, R. (Org.). **Ecologia de reservatórios:** estrutura, função e aspectos sociais. Botucatu: Fapesp/Fundbio. 1999. p. 451-507.

BICUDO, C. E. M; MENEZES, M. **Gêneros de algas de águas continentais do Brasil:** chave para identificação e descrições. 2 ed. São Carlos: Rima., 2006. 489 p.

BITENCOURT, M. C. et al. Cianobactérias tóxicas. **Revista Biotecnologia.** UNESP/USP/FURG, ano IV, n. 23, p. 44-47, 2001.

BLOMQVIST, P.; PETTERSSON, A.; HYENSTRAND, P. Ammonium-nitrogen: a key regulatory factor causing dominance of non-nitrogen-fixing cyanobacteria in aquatic systems. **Archiv fur Hydrobiologie**, v. 132, n. 2, p. 141-164, 1994.

BRASIL. Ministério da Saúde. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 2005. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.** Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil. Poder Executivo, Brasília, DF. 2005.

BRIAND, E. et al. Temporal variations in the dynamics of potentially microcystin-producing strains in a bloom-forming *Planktothrix agardhii* (Cyanobacterium) population. **Applied and Environmental Microbiology.** v. 74, n. 12, p. 3839-3848. 2008.

CALIJURI, M. C. **Respostas fisioecológicas da comunidade fitoplanctônica e fatores ecológicos em ecossistemas com diferentes estágios de eutrofização.** 1988. Tese (Doutorado) – Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 293 f.

_____. **A comunidade fitoplanctônica em um reservatório tropical (Barra Bonita, SP).** 1999. Tese (Livre-docência) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

CALIJURI, M. C.; ALVES, M. S. A.; DOS SANTOS, A. C. A. **Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais**. São Carlos: RiMa, 2006. 118 p.

CASALI, S. P. **Variabilidade temporal da comunidade fitoplanctônica em lagoas de estabilização de dois sistemas de tratamento de esgoto com diferentes configurações (Baixo Ribeira de Iguape, SP)**. 2008. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

CAVALCANTI et al. Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios por lagoas de Polimento. In: CHERNICHARO, C. A L. (Coord.). **Pós-Tratamento de efluentes de Reatores Anaeróbios**. Rio de Janeiro, RJ: ABES. 2001. p. 105-167.

CEBALLOS, B. L. (2000). Microbiologia sanitária y ambiental. IN: MENDONÇA, S. R. **Sistemas de Lagunas de Estabilización**: Cómo utilizar aguas residuales tratadas em sistemas de regadío. Colômbia: McGraw-Hill, 2000. 370 p.

CHERNICHARO, C. A L. et al. Aplicabilidade de Tecnologia Anaeróbia para o Tratamento de Esgotos Domésticos. In: _____. (Coord.). **Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios**. Rio de Janeiro, RJ: ABES. 2001. p. 35-95.

COMPANHIA ESTADUAL DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Determinação do zooplâncton**: métodos qualitativos e quantitativos: normalização técnica. São Paulo: CETESB. 1978. L 301.

CROSSETTI, L. O.; BICUDO, C. E. M. Structural and functional phytoplankton responses to nutrient impoverishment in mesocosms placed in a shallow eutrophic reservoir (Garças Pond), São Paulo, Brasil. **Hydrobiologia**. v. 541, p. 71- 85, 2005.

D'CASTRO FILHO, F. J. **Pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio em lagoa de polimento**. 2005. Dissertação (Mestrado em Engenharia civil) – Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2005.

DOS SANTOS, A. C. A.; FALCO, P. B.; CASALI, S. P.; MIWA, A. C. P.; CALIJURI, M. C. A comunidade fitoplanctônica em lagoas facultativas no Baixo Ribeira de Iguape (Municípios de Cajati, Pariquera-Açu e Jacupiranga. In: CALIJURI, M. C.; MIWA, A. C. P.; FALCO, P. B. **Subsídios para a sustentabilidade dos recursos hídricos: um estudo de caso em sub-bacias do Baixo Ribeira de Iguape**. São Paulo, Brasil. São Carlos: EESC-USP, 2009. Cap. 12, p. 231-244.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.

FALCO, P. B. **Distribuição espacial e temporal da comunidade fitoplanctônica e das variáveis ecológicas no reservatório de Salto Grande (Americana – SP), em duas épocas do ano**. 2000. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2000.

_____. **Estrutura da comunidade microbiana (algas e bactérias) em um sistema de lagoas de estabilização em duas escalas temporais: nictemeral e sazonal**. 2005. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

FERRARA, R. A.; AVCI, C. B. Nitrogen dynamics in waste stabilization ponds. **Journal of the water pollution control federation**, v. 54, n. 4, p. 361-369, 1982.

FIORINI, M. P. **Mudanças temporais da comunidade fitoplanctônica e das condições ecológicas do efluente final da ETE Cajati, SP**. 2004. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

FURTADO, A. L. F. F. et al. Morphological and molecular characterization of cyanobacteria from a brazilian facultative wastewater satabilization pond and evaluation of microcystin production. **Hydrobiologia**. DOI 10,1007/s10750-0009-9728-6, p. 1-15. 2009.

FREITAS, L. A. **Avaliação das concentrações de nutrientes (N e P) no módulo II da estação de tratamento de esgotos de Mangabeira na grande João Pessoa- PB**. 2006. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2006.

GLOYNA, E. T. (1973). **Estanques de estabilización de águas residuales**. Genebra: Organizacion mundial de la salud, 1973. 192 p. (Série Monografias, 60).

GODOY, O. A. **Avaliação da presença de cianobactérias em efluentes em sistema de tratamento de esgotos sanitários por lagoas de estabilização associadas a tratamento físico-químico**. 2007. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Sanitária) – Escola Politécnica de Engenharia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

GONÇALVES, E. A. P. **Caracterização da comunidade fitoplanctônica e fatores ambientais correlacionados em lagoas de estabilização.** 2008. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008.

GOVERNO DA PARAÍBA – COMPANHIA DE ÁGUA E ESGOTOS DA PARAÍBA. **Legislação de saneamento e recursos hídricos.** João Pessoa, Paraíba, 2006. 559 p.

GRANADO, D. C. **Variações nictemerais e sazonais na estrutura da comunidade fitoplanctônica num sistema de lagoas de estabilização (Novo Horizonte, SP).** 2004. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

HAI, T.; AHLERS, H.; GORENFLO, V.; STEINBUCHER, A. Axenic cultivation of anoxygenic phototrophic bacteria, cyanobacteria, and microalgae in a new closed tubular glass photobioreactor. **Applied Microbiology Biotechnology**, v. 53, n. 4, p. 383-389, 2000.

HILLEBRAND, H. et al. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. **Journal of Phycology**. v. 35, p. 403-424, 1999.

HOEPPNER, A. F. S. Comportamento das variáveis físicas, químicas e da eficiência de sistemas de lagoas de estabilização em ambiente tropical (Vale do Ribeira de Iguape, SP). 2007. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

HUSZAR, V. L. M. et al. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. **Hydrobiologia**, v.424, p. 67-77, 2000.

HUTCHINSON, G. E. **A treatise of limnology:** introduction to lake biology and limnoplankton. New York, 1967. v. 2. Wiley.

IDELOVITCH, E.; MICHAEL, M. Nitrogen removal by free ammonia stripping from high pH ponds. **Journal of the water quality improvement**. v. 53, n. 9, p. 1391-1401. 1981.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Banco de dados:** Cidades @. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 03 jul. 2009.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Rede de monitoramento**. Disponível em: h
<<http://www.inmet.gov.br/>>. Acesso em: 26 fev. 2009.

KAYOMBO, S. et al. Diurnal cycles of variations of physical-chemical parameters in waste stabilization ponds. **Ecological Engineering**, v. 18, n. 3, p 287-291, 2002.

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

KÖNIG, A. **Ecophysiological studies on some algae and bacteria of waste stabilization ponds**. 1984. Ph. D. Thesis. University of Liverpool. 1984.

_____. Biologia das lagoas. In: MENDONÇA, S. R. **Lagoas de estabilização e aeradas mecanicamente: novos conceitos**. CIP Brasil. Sindicato nacional dos editores de livros, Rio de Janeiro, 1990. 338 p.

_____. Biologia de las lagunas de estabilización: algas. IN: MENDONÇA, S. R. **Sistemas de Lagunas de Estabilización: Cómo utilizar aguas residuales tratadas em sistemas de regadío**. Colômbia: McGraw-Hill, 2000. 370 p.

LOBO, E.; LEIGHTON, G. Estructuras delas fitocenosis planctónicas de los sistemas de desmbocaduras de rios y esteros de la zona cetral de chile. **Ver. Biol. Mar.** v. 22, n. 1, p. 129. 1986.

LIRA, M. M. P. **Aspectos da Gestão dos Recursos Hídricos na Sub-Bacia do Rio da Prata (Bonito/PE) – Estudo de qualidade da água**. 2000. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Pernambuco, 2000.

MARA, D. D.; PEARSON, H. Artificial freshwater environmetal: waste stabilization ponds. In: REHM, H.J.; REED, G. **Biotechnology: Microbial degradations**, v.8, ed. W. Schönborn, VHC, 1986. Chap. 4, p. 177-206.

McCULLOUGH, J. D; JACKSON, D. W. Composition and productivity of the benthic macroinvertebrate community of a subtropical reservoir. **Rev. Gesamten Hydrobiol.** v.70, n.2, p.221 – 235, 1985.

MENDONÇA, S. R. Sistemas de Lagunas de Estabilización. In: _____. **Sistemas de Lagunas de Estabilización: Cómo utilizar aguas residuales tratadas em sistemas de regadío.** Colômbia: McGraw-Hill, 2000. 370 p.

METCALF; EDDY. **Wastewater Engineering: treatment and reuse.** 4 ed. New York: McGraw-Hill Book, 2003. 1815 p.

MIWA, A. C. P. **Avaliação do funcionamento do sistema de tratamento de esgoto de Cajati, Vale do Ribeira de Iguape (SP), em diferentes épocas do ano.** 2007. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

MIWA, A. C. P. et al. Avaliação do desempenho dos sistemas de tratamento de esgoto de Cajati, Pariquera-Açu e Jacupiranga. In: CALIJURI, M. C.; MIWA, A. C. P; FALCO, P. B. **Subsídios para a sustentabilidade dos recursos hídricos: um estudo de caso em sub-bacias do Baixo Ribeira de Iguape.** São Paulo, Brasil. São Carlos: EESC-USP, 2009. Cap. 10, p. 181-202.

ODUM, E. P. **Ecologia.** Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1988. 434 p.

ODUM, E. P.; BARRETT, G. W. **Fundamentos de Ecologia.** Tradução Pégasus Sistemas e Soluções. São Paulo: Cengage Learning, 2008. 612 p.

OLIVEIRA, R. **The performance of deep wast stabilization ponds in northeast Brazil.** 1990. Ph.D. Thesis, University of Leeds, U. K., 1990.

OLIVEIRA, M. S. R. **Variação diurna da biomassa algal e das variáveis bióticas e abióticas da lagoa de polimento de estação de tratamento de esgotos da mangueira (Recife, PE).** 2004. Trabalho de Conclusão do Curso. (Bacharelado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2004.

OLIVEIRA, S. M. A. C.; VON SPERLIN, M. Avaliação de 166 ETEs em operação no país, compreendendo diversas tecnologias: parte 1 – análise de desempenho. **Engenharia Ambiental e Sanitária, Brasil.** v.10, n. 4, p. 347-357, 2005.

PALMER, C. M. Algae and water pollution. **U.S. Environmental Protection Agency.** Cincinnati, Ohio. Publ. Nº. 600/9-77-036. 1977.

PADISÁK, J.; CROSSETTI, L. O.; NASELLI-FLORES, L. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. **Hydrobiologia**. DOI 10.1007/s10750-008-9645-0, p. 1-17. 2008.

PEARSON, H. W.; MARA, D. D.; ARRIDGE, H. M. The influence of pond geometry and configuration on facultative and maturation waste stabilization pond performance and efficiency. **Water Science Technology**. v. 31, n. 12, p. 129-139, 1995.

REYNOLDS, C. S. Functional morphology and the adaptive strategies of freshwater phytoplankton. In: SANDGREN, C.D. (Ed). **Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton**. Cambridge University Press, 1988. p. 388 – 433.

_____. Phytoplankton periodicity: the interactions of form, function and environmental variability. **Freshwater Biology**, v. 14, p. 111-142, 1994.

_____. **Vegetation processes in the pelagics: a model for ecosystem theory**. (Excellence in ecology, 9). Oldendorf: Ecology Institute, 1997. 371 p.

_____. What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status? **Hydrobiologia**. v. 369/370, p. 11- 26, 1998.

REYNOLDS, C. S. et al. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research**. v. 24, p. 417-428, 2002.

RÜCKER, J; WIEDNER, C; ZIPPEL, P. Factors controlling the dominance of *Planktothrix agardhii* and *Limnithrix redekei* in eutrophic shallow lakes. **Hydrobiologia** 342/343: p. 107-115, 1997.

SANT'ANNA, C. L. et al. **Manual ilustrado para identificação e contagem de cianobactérias planctônicas continentais brasileiras**. Rio de Janeiro: Interciência, 2006. 58 p.

SCHMIDT, W.; HAMBSCH, B.; PELZOLDT, H. Classification of algal organic matter concerning its contribution to the bacterial regrowth potential and by-products formation. **Elsevier Science**. v. 37, n. 2, p. 91-96, 1998.

SENA, M. M. et. al. Avaliação do uso de métodos quimiométricos em análise de sólidos. **Química nova**, v. 23, n. 4, p. 547-556, 2000.

SILVA, A. M. R. B. Caracterização e avaliação do potencial de uso de lodos de estações de tratamento de esgoto doméstico da região metropolitana do Recife. 2001. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2001.

SILVA, F. J. A.; VIEIRA, V. P. P. B.; SOUZA, R. O. Risco de sobrecarga em lagoa facultativa primária em região de clima quente. **Rev. Tecnol. Fortaleza**, v. 27, n. 2, p. 171-178. 2006.

SILVA, L. H. S. Fitoplâncton de um reservatório eutrófico (Lago Monte Alegre, Ribeirão Preto, São Paulo, Brazil). **Rev. Brasil. Biol.** v. 59, n. 2, p. 281-303, 1999.

SILVA, S. A.; MARA, D. D. **Tratamento biológico de águas residuárias: lagoas de estabilização**. Rio de Janeiro: ABES, 1979. 140p.

STEWART, C.; HESSAMI, M. A. A study of methods of carbon dioxide capture and sequestration – the sustainability of a photosynthetic bioreactor approach. **Energy Conversion and Management**, v. 46, p. 403-420, 2005.

SUKENIK, A.; SCHRODER, W.; LAUER, J.; SHELEF, G.; SOEDER, C. J. Coprecipitation of microalgal biomass with calcium and phosphate ions. **Water Research**, v. 19, n. 1, p. 127-129. 1985.

TONK, L. et al. The microcystin composition of the cyanobacterium *Planktothrix agardhii* changes toward a more toxic variant with increasing light intensity. **Applied and Environmental Microbiology**. v. 71, n. 9, p. 5177-5181. 2005.

TSCHÖRTNER, U. S. Biological parameters for the operation and control of oxidation ponds-II. **Water Research Pergamon Press**. Printed in Great Britain. vol. 2, p. 327-346, 1968.

TUNDISI, J. G. (Ed.). **Planejamento e Gerenciamento de lagos e Reservatórios: uma abordagem integrada ao problema da eutrofização**. São Carlos: United Nations Environment Programme – Instituto Internacional de Ecologia, 2001. 375 p.

_____. **Água no século XXI: enfrentando a escassez.** São Carlos: Rima/Instituto Internacional de Ecologia, 2003. 248 p.

UTHERMÖHL, H. On the perfecting of quantitative phytoplankton method. **Inst. Ass. Theor. Commun.** v. 9, 1958.

VAN HAANDEL, A.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente.** Campina Grande: Epgraf, 1999. 488p.

VAN HAANDEL, A.; MARAIS, G. **O comportamento do sistema de lodo ativada.** Campina Grande: Epgraf, 1999. 488 p.

VARESCHE, M. B. A.; SAAVEDRA, N. K. Avaliação da diversidade bacteriana em lagoas de estabilização utilizando eletroforese em gel de gradiente desnaturante. In: CALIJURI, M. C.; MIWA, A. C. P.; FALCO, P. B. **Subsídios para a sustentabilidade dos recursos hídricos: um estudo de caso em sub-bacias do Baixo Ribeira de Iguape.** São Paulo, Brasil. São Carlos: EESC-USP, 2009. Cap. 14, p. 261- 282.

VASCONCELOS, V. M.; PEREIRA, E. Cyanobacteria diversity and toxicity in a wastewater treatment plant (Portugal). **Water Research.** v. 35, n. 5, p. 1354-1357, 2000.

VICTORETTI, B. A. **Contribuição ao emprego de lagoas de estabilização como processo para depuração de esgotos domésticos.** 1964. Tese (Livre Docência) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 1964.

VON SPERLING, M. **Lagoas de Estabilização: princípios do tratamento biológico de águas residuárias.** Departamento de Engenharia Sanitária e ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte. 1996. v. 3. 140 p.

VON SPERLING, M. et al. Lagoas de Estabilização. In: GONÇALVES, R. F. (Ed.). **Desinfecção de efluentes sanitários.** Rio de Janeiro: ABES/Projeto: PROSAB 3. 2003.p. 277-336.

WATANAB, K. et al. Development of a novel artificial medium based on utilization of algal photosynthetic metabolites by symbiotic heterotrophs. **Journal of Applied Microbiology.** v. 105, p. 741-751, 2008.

WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. **Limnological analysis**. 2ed. New York: Springer-Verlag, 1991. 391 p.

WETZEL, R. G. **Limnologia**. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 1993. 919 p.

APÊNDICE A - Abundância relativa de gêneros e espécies fitoplanctônicas encontrados na lagoa facultativa do módulo III da estação de tratamento de esgoto de Mangabeira (João Pessoa – PB).

Tabela 5.15 – Abundância relativa dos gêneros e espécies de Cianobactérias e Chlorophyceae na região afluenta da lagoa facultativa do módulo III da ETE-Mangabeira.

Meses		Junho				Julho				Agosto				Setembro				Outubro				Novembro				Dezembro				Janeiro				Fevereiro			
Semanas		1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4				
Cianobactérias																																					
<i>A. holsatica</i>																																					
Célula livre de																																					
<i>M. punctata</i>																																					
<i>C. distans</i>																																					
<i>C. raciborskii</i>																																					
<i>Epigloeosphaera</i> sp.																																					
<i>Leptolyngbya</i> sp.																																					
<i>M. punctata</i>																																					
<i>Merismopedia</i> sp.1																																					
<i>Merismopedia</i> sp.2																																					
<i>M. tenuissima</i>																																					
<i>Oscillatoria</i> sp.																																					
<i>P. limnetica</i>																																					
<i>P. agardhii</i>																																					
<i>Pseudanabaena</i> sp.																																					
<i>S. aquatilis</i>																																					
Clorofíceas																																					
<i>C. acicularis</i>																																					
<i>C. pulchrum</i>																																					
Clorofíceas não identificada 1																																					
Clorofíceas não identificada 2																																					
<i>Dictyosphaerium</i> sp.																																					
<i>M. circinale</i>																																					
<i>Selenastrum</i> sp.																																					
<i>Sphaerocystis</i> sp.																																					

Nota: D = dominante (90 a 100 %); P = predominante (60 a 89 %); A = abundante (30 a 59 %); C = comum (10 a 29 %) O = ocasional (1 a 9 %) e R = raro (< 1 %).

Tabela 5.16-Abundância relativa de gêneros e espécies de Bacillariophyceae, Chlamydomorphyceae, Dinophyceae, Euglenophyceae e Zygnemaphyceae na região afluenta da lagoa facultativa do módulo III da ETE-Mangabeira.

Meses		Junho				Julho				Agosto				Setembro				Outubro				Novembro				Dezembro				Janeiro				Fevereiro											
		Semanas	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4															
Bacillariofíceas																																													
<i>A. tenuissima</i>		O				R																																							
<i>Navícula</i> sp. 1														R								R				R				R															
<i>Navícula</i> sp. 2										R												R																							
Clamidofíceas																																													
<i>Pteromonas</i> sp.										R				O				R				R				O				O				R				C				R			
Dinofíceas																																													
<i>Gymnodinium</i> sp.		R								R																																			
Euglenofíceas																																													
<i>E. caudata</i>		O												R				R				R				R				R				R											
<i>Euglena</i> sp.														R				R																											
<i>Lepocinclis</i> sp.																																						R							
<i>Phacus</i> sp. 1						R																																							
Zygnemafíceas																																													
<i>Closterium</i> sp.		R				R				O				O				O				O				O				R				R				R				R			
<i>Micrasteria</i> sp.		R								R																												R				R			
<i>C. pyramidatum</i>														R				R				R																R				R			

Nota: D = dominante (90 a 100 %); P = predominante (60 a 89 %); A = abundante (30 a 59 %); C = comum (10 a 29 %) O = ocasional (1 a 9 %) e R = raro (< 1 %).

Tabela 5.17-Abundância relativa de gêneros e espécies de Cianobactérias e Chlorophyceae na região efluente da lagoa facultativa do módulo III da ETE-Mangabeira.

Meses	Junho			Julho			Agosto			Setembro			Outubro			Novembro			Dezembro			Janeiro			Fevereiro		
Semanas	1	2	3	4	1	2	3	4	5	1	2	3	4	1	2	3	4	5	1	2	3	4	1	2	3	4	
Cianobactérias																											
<i>A. holsatica</i>																											
Célula livre de	O	O	O																								
<i>M. punctata</i>																											
<i>C. distans</i>								O	R	R	O	O	O	O	O	O	O	O	O	R	O	O	O	O	O	O	O
<i>C. raciborskii</i>			O	O	R	R	R		R	R	R																R
<i>Leptolyngbya</i> sp.																											
<i>M. punctata</i>	O	O	A	R	O	C				O	R	R	R	O	O	O	O	O	O	O	O	O	O	O	O	O	O
<i>Merismopedia</i> sp.1	C	O	R																								
<i>Merismopedia</i> sp.2																											
<i>M. tenuissima</i>										O																	R
<i>Oscillatoria</i> sp.														O	R	R	O	O	O	O	O	R	C	O	O	R	O
<i>P. limnetica</i>																											O
<i>P. agardhii</i>	P	P	A	P	P	A	P	C	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
<i>Pseudanabaena</i> sp.	O	O								R	R	O	O														
<i>S. aquatilis</i>					O	O	A			A	C	O		O													
Clorófitas																											
<i>C. pulchrum</i>																											O
Clorófitas não identificada 1	O	O	R	R			R	O	R			O		O													
Clorófitas não identificada 3	O	O	R	R			R	O	R																		
<i>Dictyosphaerium</i> sp.	R																										
<i>M. circinale</i>																											
<i>Selenastrum</i> sp.																											
<i>Sphaerocystis</i> sp.																											

Nota: D = dominante (90 a 100 %); P = predominante (60 a 89 %); A = abundante (30 a 59 %); C = comum (10 a 29 %) O = ocasional (1 a 9 %) e R = raro (< 1 %).

Tabela 5.18-Abundância relativa de gêneros e espécies de Bacillariophyceae, Chlamydomphyceae, Dinophyceae, Euglenophyceae e Zygnemaphyceae na região effluente da lagoa facultativa do módulo III da ETE-Mangabeira.

Meses		Junho				Julho				Agosto				Setembro				Outubro				Novembro				Dezembro				Janeiro				Fevereiro			
Semanas		1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	1	2	3	4					
Bacillariofíceas																																					
A. tenuissima		R																																			
Navícula sp. 1		R				O				R				O				R				R				R				R							
Navícula sp. 2		O				R				R				R				R				R				R				R							
Clamidofticea																																					
Peromonas sp.		R								R				R				R				O				R				R							
Dinofíceas																																					
Gymnodinium sp.		R																																			
Euglenofíceas																																					
E. caudata										R				R				R				R				R				O				O			
Euglena sp.		R								R												R				R											
Phacus sp. 2						R				R				R												R											
Zygnemafíceas																																					
Closterium sp.		R				O				O				R				O				O				O				R				R			

Nota: D = dominante (90 a 100 %); P = predominante (60 a 89 %); A = abundante (30 a 59 %); C = comum (10 a 29 %)
O = ocasional (1 a 9 %) e R = raro (< 1 %).

APÊNDICE B - Matrizes de correlação das variáveis analisadas nas regiões de amostragem da lagoa facultativa do módulo III da ETE-Mangabeira.

Tabela 5.19-Matriz de correlação das variáveis analisadas na região afluenta da lagoa facultativa.

	NT	PT	SST	ALC	OD	DBO	pH	T °C	CE	p	Vv	RS	N/P	DT	A	B	C	D	E	F	G	H
NT	1,000																					
PT	0,466	1,000																				
SST	0,469	0,684	1,000																			
ALC	0,593	0,713	0,782	1,000																		
OD	0,428	0,321	0,583	0,580	1,000																	
DBO	0,289	0,364	0,488	0,411	0,289	1,000																
pH	0,153	-0,173	-0,025	-0,210	0,178	-0,005	1,000															
T °C	0,369	0,594	0,784	0,784	0,543	0,329	-0,207	1,000														
CE	0,503	0,721	0,807	0,942	0,542	0,348	-0,276	0,855	1,000													
p	0,039	-0,068	-0,324	-0,260	-0,179	0,124	-0,005	-0,425	-0,387	1,000												
Vv	-0,324	-0,250	-0,512	-0,356	-0,473	-0,433	-0,035	-0,341	-0,271	-0,186	1,000											
RS	-0,055	0,013	0,130	0,072	0,110	-0,225	0,018	0,364	0,236	-0,324	0,306	1,000										
N/P	-0,187	-0,915	-0,688	-0,600	-0,238	-0,406	0,296	-0,547	-0,638	0,114	0,269	0,007	1,000									
DT	0,184	0,233	0,419	0,425	0,312	0,034	0,012	0,395	0,479	-0,389	0,089	0,169	-0,177	1,000								
A	0,184	0,456	0,609	0,356	0,195	0,155	0,044	0,482	0,424	-0,327	-0,290	0,061	-0,483	0,494	1,000							
B	-0,453	-0,123	0,037	-0,170	-0,068	-0,065	-0,087	0,028	-0,059	-0,076	-0,098	0,269	-0,063	0,239	0,050	1,000						
C	0,185	0,390	0,295	0,418	0,259	-0,079	-0,007	0,407	0,453	-0,280	0,143	0,186	-0,247	0,575	0,262	-0,028	1,000					
D	-0,050	0,190	0,296	0,292	0,066	-0,006	-0,057	0,256	0,377	-0,480	0,328	0,263	-0,230	0,446	0,341	-0,008	0,325	1,000				
E	0,354	0,404	0,506	0,637	0,583	0,156	-0,104	0,523	0,705	-0,365	0,053	0,237	-0,324	0,728	0,196	0,086	0,530	0,374	1,000			
F	-0,203	-0,445	-0,689	-0,451	-0,270	-0,281	0,149	-0,514	-0,530	0,213	0,188	-0,295	0,516	-0,164	-0,419	0,050	-0,226	-0,306	-0,330	1,000		
G	0,335	-0,159	0,209	0,266	0,548	0,153	0,285	0,199	0,194	-0,204	-0,143	0,194	0,230	0,239	-0,233	0,047	-0,064	0,017	0,468	0,024	1,000	
H	0,311	0,234	0,336	0,475	0,353	-0,232	-0,017	0,436	0,515	-0,282	0,190	0,375	-0,064	0,668	0,144	0,006	0,527	0,365	0,654	-0,243	0,259	1,000

Nota 1: Variáveis Abióticas: NT; PT; SST ; ALC; OD; DBO; pH; T; CE.

Nota 2: Variáveis Climatológicas: p – Precipitação; Vv – Velocidade do vento; RS – Radiação Solar.

Nota 3: Variáveis Bióticas: DT- Densidade Total de Organismos; A – Biovolume de *P. agardhii*; B – Biovolume de *M. punctata* ; C – Biovol
Biovolume de *Merismopedia* sp. 2; E– Biovolume de *M. tenuissima*; F – Biovolume de *S. aquatilis*; G – Biovolume de *Oscillatoric
Sphaerocystis* sp..

Tabela 5.20-Matriz de correlação das variáveis analisadas na região efluente da lagoa facultativa.

	NT	PT	SST	ALC	OD	DBO	pH	T °C	CE	P	Vv	RS	N/P	DT	A	B	C	D	E	F
NT	1,000																			
PT	0,414	1,000																		
SST	0,362	0,629	1,000																	
ALC	0,600	0,718	0,722	1,000																
OD	0,385	0,616	0,595	0,665	1,000															
DBO	0,345	0,564	0,489	0,474	0,250	1,000														
pH	0,254	0,142	0,178	0,090	0,280	0,159	1,000													
T °C	0,353	0,533	0,610	0,581	0,415	0,363	0,110	1,000												
CE	0,528	0,696	0,721	0,959	0,673	0,460	0,061	0,618	1,000											
P	-0,022	-0,169	-0,468	-0,378	-0,478	-0,113	-0,083	-0,102	-0,396	1,000										
Vv	-0,337	-0,239	-0,404	-0,332	-0,226	-0,434	-0,150	-0,425	-0,329	-0,186	1,000									
RS	0,047	0,084	0,171	0,102	0,375	-0,114	0,114	0,474	0,186	-0,324	0,306	1,000								
N/P	-0,229	-0,937	-0,639	-0,662	-0,528	-0,549	-0,050	-0,502	-0,630	0,170	0,274	-0,012	1,000							
DT	0,349	0,439	0,703	0,701	0,483	0,338	0,059	0,573	0,662	-0,322	-0,242	0,223	-0,431	1,000						
A	0,304	0,441	0,589	0,619	0,508	0,322	0,160	0,564	0,634	-0,410	-0,272	0,287	-0,418	0,735	1,000					
B	-0,205	0,074	0,282	0,115	-0,021	0,085	-0,350	0,087	0,108	-0,251	0,233	0,107	-0,184	0,298	-0,003	1,000				
C	0,485	0,504	0,455	0,547	0,290	0,284	-0,018	0,543	0,495	-0,027	-0,165	0,134	-0,445	0,519	0,241	0,244	1,000			
D	0,371	0,489	0,587	0,660	0,457	0,349	0,129	0,533	0,647	-0,199	-0,082	0,313	-0,422	0,623	0,340	0,358	0,655	1,000		
E	0,114	-0,276	0,123	0,152	0,124	-0,093	0,183	0,020	0,203	-0,161	-0,157	0,047	0,317	-0,012	-0,009	-0,170	-0,208	-0,002	1,000	
F	-0,112	-0,247	-0,599	-0,292	-0,183	-0,519	0,041	-0,360	-0,284	0,011	0,501	0,107	0,339	-0,494	-0,394	-0,315	-0,077	-0,317	0,052	1,000

Nota 1: Variáveis Abióticas: NT; PT; SST ; ALC; OD; DBO; pH; T; CE.

Nota 2: Variáveis Climatológicas: p – Precipitação; Vv – Velocidade do vento; RS – Radiação Solar.

Nota 3: Variáveis Bióticas: DT- Densidade Total de Organismos; A – Biovolume de *P. agardhii*; B – Biovolume de *M. punctata* ; C – Biovolume de *M. tenuissima*; E – Biovolume de *Oscillatoria* sp.; F – Biovolume de *Closterium* sp..