

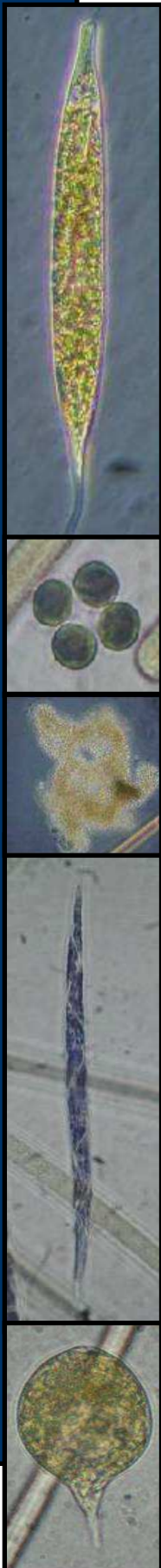
UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL
ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: TECNOLOGIA AMBIENTAL E RECURSOS HÍDRICOS

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Caracterização da Comunidade Fitoplanctônica e Fatores Ambientais Correlacionados em Lagoa de Estabilização

ELIZABETH AMARAL PASTICH GONÇALVES

RECIFE - PE
2008



CARACTERIZAÇÃO DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA E FATORES AMBIENTAIS CORRELACIONADOS EM LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-graduação do Departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.

Área de concentração: Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos.

Orientador: Prof. Dr. Mario T. Kato

Co-orientador: Prof. Dra. Sávia Gavazza

G635c

Gonçalves, Elizabeth Amaral Pastich

Caracterização da comunidade fitoplanctônica e fatores ambientais correlacionados em lagoa de estabilização / Elizabeth Amaral Pastich Gonçalves. - Recife: O Autor, 2008.

62 f.; il., gráfs., tabs.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2008.

Inclui referências bibliográficas e Anexo.

1. Engenharia Civil. 2. Lagoas de estabilização. 3. Comunidade fitoplanctônica. 4. Cianobactérias. I. Título.

624 CDD (22.ed.)

UFPE/BCTG/2008-067

**CARACTERIZAÇÃO DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA E FATORES
AMBIENTAIS CORRELACIONADOS EM LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO**

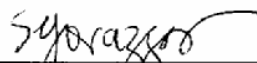
Elizabeth Amaral Pastich Gonçalves

DISSERTAÇÃO SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO
DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO COMO PARTE INTEGRANTE DOS
REQUISITOS NECESSÁRIOS À OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM CIÊNCIAS EM
ENGENHARIA CIVIL

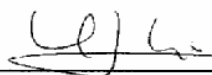
Aprovada por:



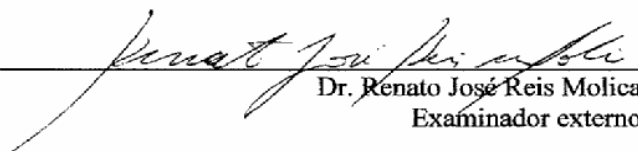
Dr. Mario Takayuki Kato
Orientador



Dra. Sávia Gavazza dos Santos Pessoa
Co-orientadora



Dra. Maria de Lourdes Florêncio dos Santos
Examinadora interna



Dr. Renato José Reis Molica
Examinador externo

Recife, PE – Brasil

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho ao meu filho Rennan, que é a melhor parte de mim. Para que um dia ao ler essa dedicatória se lembre que ele foi meu maior incentivo.

AGRADECIMENTOS

Os agradecimentos neste trabalho de pesquisa são importantes e ternos, devido a tantas dificuldades e adversidades encontradas em desenvolver uma pesquisa tão distante do local sede. O cooperativismo, a amizade, o trabalho em equipe e a capacidade de improvisar foram de fato os pontos-chave para a realização deste trabalho. Desde já me sinto lisonjeada em poder trabalhar e aprender com tantas pessoas especiais.

Ao prof. Mario Kato, pelo exemplo, não apenas neste trabalho de mestrado, mas sim em toda minha vida acadêmica (6 anos), minha eterna gratidão pela confiança depositada e pelos ensinamentos acadêmicos e profissionais;

À professora Sávia Gavazza, pela atenção, pelos ensinamentos, incentivos e pela forma doce de tratar as pessoas e a mim, em especial;

Ao CNPq pela bolsa de mestrado concedida;

À professora Maristela Casé (UNEB), por abrir as portas da sua casa para me receber em Paulo Afonso, pela amizade, atenção, pela ajuda na elaboração do plano de trabalho e auxílio na identificação e contagem das microalgas, por tornar possível esta pesquisa, meu reconhecimento eterno;

Aos estudantes da UNEB, Deraldo Neto e Átila Campos, por me ajudarem nas difíceis coletas e nos trabalhos laboratoriais e a Ticiano, pela ajuda na montagem do esquema de coleta e na batimetria da lagoa;

À Pingo (Rivaldo Pereira), laboratorista do Laboratório de Análises Químicas do Instituto Xingó, pelo apoio nas primeiras coletas e nos ensaios laboratoriais iniciais;

À Ronaldo Fonseca, laboratorista do LSA, que me ajudou a reorganizar o laboratório em Xingó;

Ao meu pai, Marcos Pastich, que me acompanhou em muitas viagens, ajudou nas coletas e ensaios laboratoriais, ainda que sendo administrador;

Ao prof. Antônio Travassos (FAFIRE e ITEP), pelo apoio, pelo incentivo, pelos ensinamentos, e principalmente, pela ajuda na identificação e fotografia do fitoplâncton;

À amiga Luiza Feitosa, pela amizade, por me acompanhar em algumas viagens e por estar sempre à disposição para tirar dúvidas ou discutir resultados;

À Ana Maria Bastos pela ajuda no tratamento estatístico dos dados;

A todos que compõem o LSA, pela união e cooperativismo, pelas palavras de incentivo que recebi, pela disponibilidade em ajudar, pelos ouvidos atentos a escutarem os desabafos. Agradeço pelo intercâmbio de experiências e conhecimentos. Sintam-se aqui lembrados;

Ao amigo Gustavo Lira, pela amizade e companheirismo no decorrer do mestrado;

À minha turma de mestrado, em especial, aos amigos Haroldo, Tenório, Ebenézer, Rosana, Kalline e Gustavo, pelos momentos de estudo e de descontração;

Às amigas Patrícias: Carla Patrícia e Schirley Patrícia, pela amizade, pelos momentos felizes e pelas deliciosas lágrimas e risadas, pois são o que nos fazem seres humanos;

E por fim, mas nunca em último plano, à minha querida família, por ser o grande motivo de felicidade para mim, o que faz de mim alguém forte, o que me torna capaz de ajudar as pessoas e de não desistir nunca;

Ao criador, que acompanhou meus momentos de realização, observou meus erros, ouviu e atendeu minhas súplicas, mesmo por vezes esquecendo de sua existência, olho para trás e tenho a certeza que não caminhei só.

RESUMO

Caracterização da comunidade fitoplanctônica e fatores ambientais correlacionados em lagoas de estabilização

As lagoas de estabilização são sistemas biológicos de tratamento de esgotos que merecem destaque devido à sua eficiência e o baixo custo de implantação e manutenção. Nestas lagoas, as algas desempenham um papel fundamental na estabilização da matéria orgânica, através da fotossíntese, oxigenam o meio, e com isto, propiciam a oxidação biológica da matéria orgânica. Também em consequência da fotossíntese, o pH do meio aumenta, ocasionando, adicionalmente, a remoção de nutrientes (fósforo e nitrogênio) e de patógenos. Contudo, as condições ambientais nas lagoas favorecem o desenvolvimento de florações de alguns gêneros de cianobactérias potencialmente produtoras de toxinas, fato que pode ocasionar um grave problema de saúde pública, quando lançado em corpos hídricos. Neste sentido, o presente trabalho objetivou a caracterização da comunidade fitoplanctônica da lagoa de maturação do sistema de tratamento de esgoto sanitário do município de Petrolândia-PE (semi-árido nordestino). Realizou-se, mensalmente, coletas de fundo e de superfície no interior da lagoa, compreendendo um período chuvoso e outro de seca. Os táxons foram identificados, foi estabelecida as frequências de ocorrência dos mesmos e determinados os parâmetros físico-químicos e a colimetria. O fitoplâncton foi caracterizado por 20 táxons, representado pelas Euglenophyta (40%), Chlorophyta (30%), Cyanophyta (25%) e Crysiophyta (5%). Mereceu destaque a Cyanophyta *Oscillatoria* sp e a Chlorophyta *Closteriopsis aciculares*, ambas presentes na grande maioria das amostras. Nos meses secos, com maiores temperaturas, observou-se valores de pH elevados (8,5-9), o que pode ter proporcionado a volatilização da amônia. A lagoa de maturação se comportou como uma lagoa facultativa, com superfície aeróbia e fundo anaeróbio. Contudo, a comunidade fitoplanctônica não apresentou diferenças significativas na coluna d'água. De acordo com a legislação (CONAMA 357/05), o efluente da ETE esteve fora dos limites para fósforo total e DBO. A grande ocorrência da Cyanophyta *Oscillatoria* sp, que é considerada um dos gêneros produtores de toxinas no Brasil, representa um fato que impulsiona a realização de estudos a respeito do ecossistema que se estabelece em lagoas de maturação.

Palavras chaves: lagoas de estabilização, comunidade fitoplanctônica, cianobactérias.

ABSTRACT

Characterization of the phytoplankton community and correlated environmental factors in stabilization pond

The stabilization ponds are biological systems for sewage treatment that deserve special attention due to their efficiency, and the low costs of implantation and maintenance. In these ponds, algae have an important role in the organic material stabilization since through the photosynthesis they release oxygen in the environment, and consequently, favour the biological oxidation of organic material. The pH also increases and can additionally cause nutrient (phosphorus and nitrogen) and pathogens removal. However, the environmental conditions in ponds may favour the development of cyanobacterial blooms that can produce toxins. The result can be a serious problem of public health if they are released into waterbodies. Therefore, the aim of this work was to characterize the phytoplankton community of a maturation pond of the wastewater treatment plant (WWTP) of Petrolândia-PE (semi-arid). Samples were collected monthly at the water surface and the deepest layer, during the rainy and dry periods. Taxa were identified and their occurrence frequency was also obtained together with the physico-chemical and coliforms. twenty taxa were identified, represented by the Euglenophyta (40%), Chlorophyta (30%), Cyanophyta (25%) and Cryspophyta (5%). Cyanophyta *Oscillatoria* sp. and the Chlorophyta *Closteriopsis aciculares* were found in most of the samples. In the dry months, when the highest temperatures were recorded favoured the high values of pH (8,5-9), were observed which may have favored the ammonia volatilization. The maturation pond showed a behavior of a facultative pond since aerobic and anaerobic condition were detected near the surface and the bottom, respectively. However, the phytoplankton community did not show significant differences in the water column. According to the legislation (CONAMA 357/05), the WWTP effluent was not in accordance with limits for total phosphorus and BOD. The high occurrence of Cyanophyta *Oscillatoria* sp, which is considered as potential toxin producer in Brazil, shows the need to carry out further studies about the existing ecosystem in maturation ponds.

Key-words: stabilization ponds, phytoplankton community, cyanobacteria.

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

DBO ou DBO ₅	demanda bioquímica de oxigênio (5 dias a 20°C)
DQO _t	demanda química de oxigênio determinada a partir de amostras brutas
DQO _f	demanda química de oxigênio determinada a partir de amostras filtradas
CETESB	Companhia de Tecnologia e Saneamento de São Paulo
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
LA	lagoa anaeróbia
LF	lagoa facultativa
LM	lagoa de maturação
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
FUNASA	Fundação Nacional de Saúde
ANA	Agência Nacional das Águas
hab.	habitantes
NH ₃	amônia
NH ₄ ⁺	íon amônio
NMP	número mais provável
NTK	nitrogênio total Kjeldhal
NO ₂ ⁻	íon nitrito
NO ₃ ⁻	íon nitrato
O ₂	oxigênio livre
OD	oxigênio dissolvido
P	fósforo
pH	potencial hidrogeniônico
PO ₄ ⁺³	íon fosfato
H ₂ S	gás sulfídrico
Cel.	células
UASB	reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo
E1S	estação 1, coleta de superfície
E1F	estação 1, coleta de fundo
E2S	estação 2, coleta de superfície
E2F	estação 2, coleta de fundo
E3S	estação 3, coleta de superfície

E3F	estação 3, coleta de fundo
E4S	estação 4, coleta de superfície
E4F	estação 4, coleta de fundo
E5S	estação 5, coleta de superfície
E5F	estação 5, coleta de fundo
E6S	estação 6, coleta de superfície
E6F	estação 6, coleta de fundo
E7S	estação 7, coleta de superfície
E7F	estação 7, coleta de fundo
P1	ponto de coleta afluyente da lagoa de maturação
P2	ponto de coleta efluente da lagoa de maturação

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -	Localização geográfica do Município de Petrolândia- PE. (Fonte: ANA. Atlas Nordeste).....	20
Figura 2 -	Estação de Tratamento de Esgoto de Petrolândia (2 lagoas facultativas seguidas de 1 de maturação).....	21
Figura 3 -	a) Desenho esquemático das estações de coleta; b) Foto da lagoa de maturação estudada com as estações de coleta indicadas.....	22
Figura 4 -	Desenho esquemático dos pontos da batimetria.....	24
Figura 5 -	Modelo da distribuição espacial do material depositado no fundo da lagoa.....	27
Figura 6 -	Imagem da lagoa evidenciando o carreamento das macrófitas para a margem oeste.....	28
Figura 7 -	Gráfico com as contribuições percentuais dos táxons entre as divisões do fitoplâncton.....	30
Figura 8 -	Imagem fotográfica dos táxons encontrados da divisão Cyahophyta e Chlorophyta	31
Figura 9 -	Imagem fotográfica dos táxons encontrados da divisão Euglenophyta e Crysophyta.....	32
Figura 10	Frequência de ocorrência das Chlorophyta.....	35
Figura 11 -	Frequência de ocorrência das Cyanophyta.....	36
Figura 12 -	Frequência de ocorrência das Euglenophyta.....	37
Figura 13 -	Gráficos da chuva acumulada (24h) e da temperatura máxima diária nos dias de coleta, na estação de Paulo Afonso.....	38
Figura 14 -	Gráficos da zona eufótica e da turbidez.....	39
Figura 15 -	Gráfico com a CP1 X CP2.....	40
Figura 16 -	Gráficos de pH e temperatura (evidenciando a diferença entre a superfície e o fundo).....	41
Figura 17 -	Concentração de oxigênio dissolvido no interior da lagoa de maturação.....	42

Figura 18 - Gráfico da CP1 X CP3.....	43
Figura 19- Comparação da concentração da amônia e os valores de pH	46
Figura 20 - Gráficos comparando as concentrações de fósforo total e ortofosfato nas amostras de fundo e de superfície.....	48
Figura 21- Gráfico da CP1 X CP4.....	49

LISTA DE QUADROS

Quadro 1- Principais cianotoxinas e seus respectivos mecanismos de atuação.....	17
Quadro 2- Parâmetros analisados com seu respectivo método analítico.....	23

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Alguns gêneros de algas encontrados em lagoas facultativas e de maturação.....	11
Tabela 2- Táxons encontrados num sistema australiano de lagoas de estabilização em Novo Horizonte- SP.....	12
Tabela 3- Principais gêneros de algas tóxicas do Brasil.....	16
Tabela 4- Composição média do efluente da ETE Petrolândia.....	29
Tabela 5- Comparação dos valores médios do efluente final comparados com os limites estabelecidos pela CONAMA 357/05, para um rio de classe II.....	30
Tabela 6- Classificação dos táxons encontrados.....	33
Tabela 7- Concentração da demanda química de oxigênio (DQO) afluentes e efluente da lagoa estudada.....	44
Tabela 8- Eficiência da remoção de DQO.....	44
Tabela 9- Concentrações médias (mg.L ⁻¹) de nutrientes de diferentes sistemas de lagoas de estabilização.....	47

SUMÁRIO

1 Introdução.....	1
2 Objetivos.....	3
3 Revisão Bibliográfica.....	4
3.1 Tratamento de esgotos sanitários por lagoa de estabilização.....	4
3.2 Tipos convencionais de lagoas de estabilização.....	6
3.3 Algas em lagoas de estabilização.....	10
3.4 Significado ecológico dos principais táxons encontradas em lagoas de estabilização.....	13
3.5 Cianobactérias e o risco potencial à saúde pública.....	15
4 Materiais e Métodos.....	20
4.1 Caracterização da área experimental.....	20
4.2 Programa de monitoramento da lagoa de maturação (LM).....	21
4.3 Frequência de ocorrência dos táxons.....	23
4.4 Batimetria de fundo da lagoa de maturação.....	24
4.5 Tratamento estatístico dos dados.....	25
5 Resultados e discussão.....	27
5.1 Batimetria de fundo lagoa de maturação.....	27
5.2 Características químicas, físicas e biológicas do efluente final da ETE Petrolândia.....	28
5.3 Táxons encontrados e classificação.....	30
5.4 Correlação da frequência de ocorrência dos táxons com os fatores ambientais.....	35
6 Conclusões	51
7 Referências Bibliográficas.....	53
ANEXO A: Tabelas mensais das frequências de ocorrência dos táxons.....	59

1 INTRODUÇÃO

Nos países em desenvolvimento como o Brasil, os recursos investidos em tratamento de esgotos ainda são escassos e, assim, a simplicidade e os custos de implantação e operação dos sistemas de tratamento são de extrema importância na seleção das alternativas mais adequadas. Entre os diversos sistemas de tratamento de esgotos adotados no Brasil, merece destaque o emprego de lagoas de estabilização devido à sua reconhecida eficiência e o baixo custo de implantação e manutenção. As lagoas têm sido aplicadas para remoção de matéria orgânica, redução de nutrientes e remoção de patógenos.

Estes sistemas de tratamento são projetados de forma a propiciar uma maior eficiência dos processos de autodepuração das águas que ocorrem na natureza. O mecanismo de estabilização consiste na atividade metabólica de bactérias aeróbias, que atuam sobre a matéria orgânica presente, liberando substâncias que serão importantes na nutrição das algas, tais como gás carbônico e sais minerais. As algas, por sua vez, utilizam estes nutrientes e, através de processos fotossintéticos, liberam oxigênio que ajudam a manter as condições aeróbias no meio (BRANCO, 1978). Ao realizarem a fotossíntese, as algas assimilam CO_2 e o íon bicarbonato do esgoto (HCO_3^-) tende a se converter a OH^- , aumentando o pH do meio. Esta elevação do pH é um dos principais fatores de decaimento bacteriano e possível remoção de nutrientes: nitrogênio, através da volatilização da amônia e fósforo devido à precipitação.

Dependendo do objetivo do tratamento, os diferentes tipos de lagoas de estabilização são concebidos com características físicas e operacionais tais que determinam as condições ambientais no seu interior. Em função destas condições e da natureza das atividades biológicas predominantes, as lagoas de estabilização são, convencionalmente, classificadas em anaeróbias, facultativas, de maturação e de polimento.

Algumas desvantagens associadas às lagoas de estabilização podem ser citadas como: a estreita dependência das condições climáticas e a necessidade de grandes áreas para a sua implantação. Outro fator que deve ser considerado é a presença de grandes concentrações de algas e nutrientes nos efluentes das lagoas que, quando lançados a um corpo receptor, podem gerar a sua eutrofização (VASCONCELOS; PEREIRA, 2001).

Devido à alta temperatura, alta intensidade de luz e elevadas concentração de nutrientes, as lagoas de maturação têm seu plâncton dominado por cianobactérias. Este grupo de organismos tem merecido o devido cuidado, pois é potencialmente produtor de toxinas capazes de causar sérios danos à saúde ou até mesmo levar vertebrados à óbito.

Neste sentido, evidencia-se que as lagoas de estabilização representam um ecossistema a ser investigado em analogia aos sistemas aquáticos, naturais ou artificiais, quanto aos fatores físicos, químicos e biológicos controladores da poluição. Tendo em vista o conhecimento ampliado a respeito dos problemas de saúde que as cianobactérias podem ocasionar, quando estão presentes em grandes concentrações em corpos d'água, torna-se importante a caracterização fitoplanctônica de efluentes de lagoas de estabilização.

2 OBJETIVOS

No sentido de ampliar o conhecimento a respeito da comunidade fitoplanctônica que se estabelece em lagoas de estabilização expostas a condições ambientais favoráveis à otimização de seus processos (clima semi-árido), o presente trabalho de pesquisa teve por objetivo geral a caracterização da comunidade fitoplanctônica da lagoa de maturação do sistema de tratamento de esgoto sanitário do município de Petrolândia-PE.

De forma específica, buscaram-se os seguintes objetivos:

- Avaliar a eficiência da lagoa de maturação na remoção de matéria orgânica, nutrientes e coliformes fecais;
- Caracterizar a comunidade fitoplanctônica presente na lagoa de maturação;
- Comparar a estrutura da comunidade fitoplanctônica presente em amostras coletadas no período de 7 meses, em período seco e chuvoso;
- Buscar correlação entre os fatores ambientais e as espécies presentes.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Tratamento de esgotos sanitários por lagoas de estabilização

As lagoas de estabilização são sistemas biológicos de tratamento de esgotos sanitários projetados de forma a propiciar uma maior eficiência dos processos de autodepuração das águas que ocorrem na natureza. O mecanismo de estabilização consiste na atividade metabólica de bactérias aeróbias, que através de suas enzimas e de processos oxidativos, atuam sobre a matéria orgânica presente decompondo-a em moléculas mais estáveis e de menor valor energético. Liberam, neste processo, substâncias que serão importantes para o desenvolvimento das algas, tais como gás carbônico e sais minerais. As algas utilizam estes nutrientes e, através do processo fotossintético, liberam oxigênio que ajudam a manter as condições aeróbias no meio (BRANCO, 1978).

As condições ambientais, as quais o esgoto fica submetido dentro destas lagoas, favorecem a morte de microorganismos patogênicos e a possível remoção de parcela significativa de nutrientes. O longo tempo de detenção hidráulico faz com que cistos de protozoários e ovos de helmintos sejam removidos por sedimentação. Desta forma, evidencia-se que a otimização do tratamento depende das características físicas e operacionais estabelecidas. Este sistema de tratamento tem a vantagem de ser muito eficiente na remoção de patógenos em relação aos demais tratamentos biológicos, além de gerar efluentes com potencial valor para reúso hidroagrícola (ANDRADE NETO, 1997).

Há muito tempo que existem lagoas naturais ou artificiais que recebem despejos, sem que especialistas tivessem percebido os fenômenos de autodepuração estabelecidos hoje para as lagoas de estabilização. Em 1901, provavelmente, foi construída nos Estados Unidos na cidade de San Antonio, Texas, uma lagoa para armazenamento de esgoto destinado à irrigação. Posteriormente, verificou-se que o efluente possuía melhor qualidade que o afluente (SILVA; MARA, 1979).

Em 1924, na cidade de Santa Rosa, Califórnia, visando minimizar os custos da construção de uma estação de tratamento, o esgoto foi lançado sobre um leito de pedras acreditando-se que o esgoto seria tratado por uma espécie de filtro percolador. Contudo, ocorreu a colmatação dos

vazios e um acúmulo dos esgotos acima das pedras, formando uma espécie de lagoa com uma profundidade de 0,90 cm, sem apresentar odores desagradáveis e a geração de um efluente com características similares a de um filtro biológico (PIRES; KELLNER, 1998; JORDÃO; PESSOA, 1995).

Em Fesseden, Dakota do Norte - Estados Unidos, em 1928, não se tinha conseguido construir uma estação de esgoto e nem se tinha um corpo receptor adequado para receber os despejos da cidade. Diante deste fato, o efluente da rede foi conduzido a uma depressão de um terreno fora da cidade. Meses depois, observou-se um efluente final com características de um tratamento secundário.

Em 1948, entrou em operação a primeira lagoa projetada especificamente para tratar esgoto bruto: a lagoa de Maddock (EUA). Nesta mesma época, na Austrália desenvolveram-se estudos para realizar o tratamento de esgotos em lagoas dispostas em série, hoje chamadas de lagoas australianas (JORDÃO; PESSOA, 1995).

No Brasil, no início dos anos 60, foi construído o primeiro sistema de tratamento de esgotos por lagoas de estabilização em São José dos Campos (SP), projetado como um sistema australiano com duas lagoas em série, a primeira anaeróbia seguida de uma facultativa. Na década de 60, ainda no Brasil, foram construídas algumas lagoas, principalmente em São Paulo e, a lagoa de estabilização da Cidade de Deus no Rio de Janeiro (ANDRADE NETO, 1997).

As lagoas de estabilização têm sido mundialmente empregadas no tratamento de esgotos sanitários, sobretudo em regiões onde predominam condições climáticas de elevada temperatura e insolação, como no Brasil. Além da alta eficiência e do baixo custo de implantação que estes sistemas de tratamento apresentam, a simplicidade operacional é outro fator que contribui para sua difusão. As desvantagens associadas às lagoas são: dependência das condições climáticas e a exigência de grandes áreas para sua implantação. Este último fator, muitas vezes inviabiliza o uso de lagoas de estabilização nas grandes cidades e centros densamente povoados, seja pela falta de área, seja pelo alto custo das terras. Nestes casos são indicados sistemas de tratamento mais compactos (D'CASTRO FILHO, 2005).

3.2 Tipos convencionais de lagoas de estabilização

As lagoas de estabilização devem ser concebidas de acordo com o objetivo do tratamento, de forma que as características físicas e operacionais do sistema proporcionem condições ambientais específicas no interior da mesma. Em função destas condições, as lagoas de estabilização são convencionalmente classificadas em: anaeróbia, facultativa e de maturação. Frequentemente, diferentes combinações destes tipos de lagoas são empregados para que os objetivos do tratamento sejam mais eficazmente alcançados.

Lagoa anaeróbia

As lagoas anaeróbias são dimensionadas para receber cargas orgânicas elevadas, de forma que a taxa de consumo de oxigênio seja muito superior à taxa de produção via fotossíntese e reaeração atmosférica, tornando a taxa total de produção desprezível. A profundidade destas lagoas deve ser estabelecida de forma a reduzir a penetração de oxigênio produzido na camada superior para as camadas mais profundas. A ausência de oxigênio é importante uma vez que as bactérias metanogênicas (participantes fundamentais na degradação anaeróbia da matéria orgânica) são, em geral, estritamente anaeróbias. As lagoas anaeróbias são projetadas, usualmente, com 3 a 5 m de profundidade (VON SPERLING, 1996).

A digestão anaeróbica apresenta um sistema ecológico balanceado em que cada grupo de microorganismo desempenha uma função. No primeiro estágio, um grupo de bactérias, chamadas de fermentativas, transforma, por hidrólise, polímeros em monômeros, e estes em acetato, hidrogênio, dióxido de carbono e ácidos orgânicos. Um segundo grupo de bactérias, chamadas de acetogênicas, converte os produtos do primeiro grupo em acetato, hidrogênio, e dióxido de carbono. Finalizando o processo, um terceiro grupo, que são as arqueas metanogênicas, usa o acetato e o transforma em metano e dióxido de carbono; elas também produzem metano através da redução do gás carbônico. As arqueas metanogênicas dependem dos materiais fornecidos pelas acidogênicas, configurando uma relação comensal (CHERNICHARO, 1997).

Para se ter a garantia de que estes processos ocorram eficazmente, principalmente para o desenvolvimento das arqueas metanogênicas, deve-se ter algumas condições ambientais

específicas como: ausência de oxigênio dissolvido, temperatura do meio líquido acima de 15°C e pH em torno de 7 (VON SPERLING, 1996).

Segundo Jordão & Pessôa (1995), para que essas condições ambientais sejam alcançadas, e que a lagoa ofereça uma redução de DBO na faixa de 50 a 60 % e a presença de maus odores seja evitada, alguns critérios de projeto devem ser adotados. O tempo de detenção hidráulico deve ser suficiente para sedimentação de sólidos e para degradação anaeróbia da DBO solúvel, devendo variar entre 2 e 5 dias. A taxa de aplicação de carga orgânica deve ser adequada para manter a lagoa totalmente anaeróbia, devendo ser mantida em torno de 100 g DBO/m³d e não mais que 400 g DBO/m³d. A profundidade deve ser adotada de forma a reduzir a área superficial, proteger a ação do meio externo e manter um volume adequado à sedimentação de sólidos, variando entre 3 a 4 m.

Segundo Silva e Mara (1979), quando apropriadamente projetadas, as lagoas anaeróbias podem remover de 40 a 70% da DBO₅, com tempo de detenção hidráulico variando de 1 a 5 dias. Portanto, a inclusão de lagoas anaeróbias em sistemas de lagoas de estabilização confere uma redução na área superficial das unidades posteriores e do sistema como um todo. Contudo, um aspecto negativo relevante do uso de lagoas anaeróbias é a possibilidade de emissão de mau odor provocado, principalmente, pela liberação de sulfeto de hidrogênio (H₂S), produzido através da redução anaeróbia de sulfato e da degradação de enxofre orgânico.

Lagoa facultativa

Lagoas facultativas são aquelas cujas características físicas e operacionais propiciam a existência de zonas distintas no meio líquido. O termo “facultativa” refere-se à dualidade ambiental existente na lagoa: uma superfície aeróbia e uma região de fundo anaeróbia. Durante a maior parte do dia, devido a fotossíntese e reaeração atmosférica, prevalecem as condições aeróbias em quase toda a coluna d’água. Ao anoitecer, com a ausência de luz solar, os processos fotossintéticos cessam, e passa a prevalecer à condição anaeróbia na massa líquida (KELLNER; PIRES, 1998). Portanto, é importante a presença de diversos grupos de microorganismos para garantia da estabilização da matéria orgânica, no período do dia em que cessa a fotossíntese.

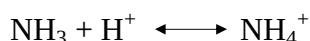
O material orgânico particulado sedimenta e passa a constituir o lodo de fundo pertencente à **zona anaeróbia** da lagoa. Este material passa a sofrer degradação anaeróbia, com geração de

gás carbônico, água, metano e outros, até que apenas a porção não biodegradável permaneça na camada de fundo. O gás sulfídrico gerado é oxidado nas camadas superiores não causando problemas de mau odor. O material orgânico dissolvido, juntamente com pequenas partículas orgânicas suspensas, permanece na massa líquida superficial, definida como **zona aeróbia**. Este material é degradado por meio de respiração aeróbia, onde o oxigênio utilizado é fornecido por meio da fotossíntese realizada pelas algas, tendo como subproduto o CO₂. As algas, por sua vez, utilizam o CO₂ como fonte de carbono no seu metabolismo, gerando como subproduto o O₂. Existe ainda uma terceira zona, chamada de **zona facultativa**, que se situa entre as camadas aeróbias e anaeróbias, onde pode ou não ocorrer a presença de oxigênio dissolvido. No caso de ausência de oxigênio dissolvido, outros aceptores de elétrons são utilizados como nitratos, sulfatos e CO₂ (VON SPERLING, 1996).

Ao longo da profundidade da lagoa a penetração de luz vai diminuindo e, conseqüentemente, a atividade fotossintética e o teor de oxigênio dissolvido também diminui até certo ponto (oxipausa). A partir da oxipausa, a taxa de consumo de oxigênio supera a taxa de produção e desta forma, a degradação da matéria orgânica passa a ocorrer por vias anaeróbias (SILVA; MARA, 1979). A atividade fotossintética desenvolvida pelas algas acarreta a alteração das condições físico-químicas da massa líquida. O pH, por exemplo, é alterado diretamente com a reação de fotossíntese. Durante o período de maior intensidade luminosa, a taxa de remoção de CO₂ da massa líquida (pelas algas através da fotossíntese) supera a sua reposição (pelas bactérias através da respiração), e desta forma, os íons bicarbonatos presentes se dissociam, produzindo CO₂ e OH⁻ elevando o pH do meio:



Quando a massa líquida atinge níveis de pH elevados (±9,5), mais de 50% do íon amônio (NH₄⁺) tende a se converter ao gás amônia (NH₃), que é tóxico, mas como é volátil se desprende da massa líquida:



A volatilização da amônia juntamente com a assimilação de amônia pela biomassa são os principais mecanismos de remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização.

A elevação de pH também favorece a precipitação de sais insolúveis de fosfato, como a hidroxiapatita (Ca₁₀(OH)₂(PO₄)₆) e a estruvita (Mg(NH₄)PO₄). A precipitação de sais

insolúveis de fosfato juntamente com a assimilação pela biomassa são os principais mecanismos de remoção de fósforo em lagoas de estabilização (CAVALCANTI et al., 2001). A remoção de nutrientes em lagoas facultativas ocorre em pequena escala, pois o pH nestas unidades não atinge, freqüentemente, os valores elevados requeridos para uma remoção significativa (VON SPERLING, 1996).

Os principais parâmetros de projeto de uma lagoa facultativa são: i) taxa de aplicação superficial, referente à necessidade de se ter uma área de exposição à luz solar, para que a fotossíntese e a quantidade de oxigênio dissolvido na massa líquida sejam suficientes para uma boa estabilização da matéria orgânica. O requerimento de área de uma lagoa facultativa pode variar entre 1,5 e 3,5 m²/hab, quando precedida de lagoa anaeróbia; e entre 2,0 e 5,0 m²/hab, no caso de lagoa facultativa primária; ii) tempo de detenção hidráulico (TDH), refere-se ao tempo mínimo necessário para que a matéria orgânica seja degradada biologicamente. O TDH de uma lagoa facultativa varia entre 15 e 45 dias (VON SPERLING, 1996).

Lagoa de maturação

Trata-se de uma lagoa cujo afluente possui um material orgânico praticamente já estabilizado e com oxigênio dissolvido presente. Seu principal objetivo é a remoção de patógenos. As condições ambientais da massa líquida tornam o ambiente bastante inóspito aos microorganismos patogênicos (vírus e bactéria). Pequenas profundidades, grandes áreas de exposição do espelho d'água à luz solar e elevados tempos de detenção hidráulica propiciam a ocorrência de alguns aspectos e fenômenos importantes na remoção de patógenos, são eles: insolação, elevadas taxas de OD, temperatura, pH elevado (pH>8,5), competição, predação, e presença de compostos tóxicos.

Os mesmos fenômenos que propiciam a estabilização da matéria orgânica das lagoas de estabilização são responsáveis pela inativação de patógenos nas lagoas de maturação. A reduzida profundidade facilita a penetração de luz solar na massa líquida, facilitando a fotossíntese, e conseqüentemente, o consumo de CO₂, elevação do pH e aumento de OD.

A profundidade deve variar de 0,8 a 1,5 m, o TDH mínimo deve ser de 3 dias (VON SPERLING, 1996). A remoção de ovos de helmintos e de cistos de protozoários ocorre por sedimentação, fenômeno que é facilitado pelo longo tempo de detenção hidráulico destas lagoas e/ou das que as precede (VON SPERLING et al., 2003).

3.3 Algas em lagoas de estabilização

As algas se apresentam como um dos grupos mais diversificados entre os microorganismos presentes em lagoas de estabilização. A sua presença nestes sistemas de tratamento é fundamental para produção de oxigênio, dando continuidade aos processos aeróbios de estabilização da matéria orgânica; além disto, é responsável pela remoção de uma parcela do nitrogênio, fósforo e carbono do meio líquido pela incorporação destes elementos em seu metabolismo (MASSERET et al., 2000).

A princípio, a presença das algas constitui não só uma vantagem, mas sim um elemento essencial para manutenção do equilíbrio destes ecossistemas. Todavia, em grandes concentrações, representam uma das principais desvantagens deste tratamento, pois contribuem para o aumento da matéria orgânica no efluente.

Além deste impacto ambiental, alguns gêneros de microalgas, principalmente de cianobactérias, são potencialmente produtoras de metabólitos secundários com ação tóxica, fato que pode ocasionar um grave problema de saúde pública, quando lançados em corpos hídricos. Neste sentido, evidencia-se que as lagoas de estabilização representam um ecossistema a ser investigado em analogia aos sistemas aquáticos, naturais ou artificiais, quanto aos fatores físico-químicos e biológicos controladores da poluição.

Nas lagoas onde são lançados esgotos clarificados, a massa líquida adquire uma turbidez esverdeada, dada pela presença das algas. De forma geral, próximo à entrada, predominam gêneros de flagelados pigmentados tais como *Euglena*, *Lepocinclis*, *Chlamydomonas* e *Phacus*; nas regiões finais da lagoa, onde a matéria orgânica já se encontra degradada, passam a dominar as algas verdes (clorofíceas) como: *Chlorella*, *Chlorococcum*, *Micractinium*, *Golenkinia* e *Actinastrum*; e cianobactérias: *Microcystis* (BRANCO, 1978).

Segundo Kellner e Pires (1998), as clorofíceas, que geralmente indicam boas condições de funcionamento da lagoa, são predominantes em ambientes com valores de pH elevados. Já as cianobactérias são dominantes em ambientes com valores de pH próximo a neutralidade ou tendendo ao pH alcalino, condições de temperaturas elevadas (30°C) e deficiência de nutrientes. Nas lagoas de estabilização, em geral, quatro grupos de algas são encontrados: algas verdes, fitoflagelados, algas azuis e diatomáceas. Os mesmos autores, baseados em

algumas publicações, apresentam em seu trabalho uma tabela síntese com os gêneros mais freqüentes em efluentes de lagoas de estabilização facultativas e de maturação (TABELA 1).

Os principais nutrientes que limitam as taxas de crescimento das algas são: carbono inorgânico, nitrogênio inorgânico e formas assimiláveis de fósforo. Os nutrientes limitantes têm um papel importante na distribuição vertical do fitoplâncton e suas progressões periódicas. Em ambientes eutrofizados ou oligotróficos existe um favorecimento à dominância de espécies que têm um crescimento lento (oportunistas), que sucedem a dominância de espécies com alta produtividade e alto crescimento em biomassa (REYNOLDS, 1984).

Tabela 1- Alguns gêneros de algas encontrados em lagoas facultativas e de maturação.

Algas verdes	Fitoflagelados	Cianobactérias	Diatomáceas
<i>Actinastrum</i>	<i>Carteira</i>	<i>Anabaena</i>	<i>Cyclotella</i>
<i>Ankistrodesmus</i>	<i>Chlamydomonas</i>	<i>Merismopedia</i>	<i>Navícula</i>
<i>Chlorella</i>	<i>Chlorogonium</i>	<i>Microcystis</i>	<i>Nitzschia</i>
<i>Chlorococcum</i>	<i>Euglena</i>	<i>Oscillatoria</i>	<i>Synedra</i>
<i>Closteriopsis</i>	<i>Gumnodinium</i>	<i>Spirulina</i>	
<i>Coelastrum</i>	<i>Hemidinium</i>	<i>Synechococcus</i>	
<i>Coronastrum</i>	<i>Heteronema</i>	<i>Synechocystis</i>	
<i>Cosmarium</i>	<i>Lepocinclis</i>		
<i>Crucigenia</i>	<i>Pandorina</i>		
<i>Dictyosphaerium</i>	<i>Pascheriella</i>		
<i>Golenkinia</i>	<i>Paranema</i>		
<i>Micractinium</i>	<i>Peridinium</i>		
<i>Nephrochlamys</i>	<i>Petalomonas</i>		
<i>Oocystis</i>	<i>Phacus</i>		
<i>Planktosphaeria</i>	<i>Synura</i>		
<i>Protococcus</i>	<i>Trachlelomonas</i>		
<i>Scenedesmus</i>			
<i>Selenastrum</i>			
<i>Sphaerocystis</i>			
<i>Tetraedron</i>			
<i>Tetraspora</i>			
<i>Tetrastum</i>			

Fonte: Kellner e Pires (1998).

As algas fitoplanctônicas podem ser divididas de acordo com sua distribuição vertical em três grupos: no primeiro, estariam as células que sedimentam por serem mais pesadas e desprovidas de movimento (exemplo: *Meliorisa* e *Asterionella*); o segundo formado por algas com capacidade de regulação da flutuação através de vacúolos gasosos (exemplo: *Microcystis* e *Anabaena*) e no terceiro estariam as algas com densidades equivalentes a da água e aquelas capazes de migrar na coluna d'água através de seus flagelos (exemplo: as euglenófitas) (REYNOLDS, 1984).

Granado (2004) e Falco (2005) avaliaram as variações na estrutura da comunidade fitoplanctônica, em escalas nictemerais e sazonais, num sistema de lagoas de estabilização em Novo Horizonte-SP. Seus estudos levaram a conclusão que embora fatores como pH e OD apresentassem variações ao longo do dia (diminuíram ao anoitecer), a comunidade fitoplanctônica não apresentava variações. O ambiente foi considerado homogêneo, não ocasionando variações verticais no fitoplâncton, fato que foi atribuído à mistura realizada pelo vento devido à pequena profundidade das lagoas. A classe Chlorophyceae predominou em todas as coletas, sobretudo a espécie *Chlorella vulgaris*, que é uma espécie oportunista. A Tabela 2 apresenta os táxons encontrados no estudo.

Tabela 2- Táxons encontrados num sistema australiano de lagoas de estabilização em Novo Horizonte-SP.

CHLOROPHYCEAE		
<i>Chlamydomonas gracilis</i>	<i>Crucigeniella rectangularis</i>	<i>Pyrobotrys</i> sp
<i>Chlorella vulgaris</i>	<i>Dictyosphaerium</i> sp.	<i>Scenedesmus acuminatus</i>
<i>Chlorolobion</i> sp	<i>Golenkinia radiata</i>	<i>Tetraedron minimum</i>
<i>Closteriopsis acicularis</i>	<i>Micractinium pusillum</i>	
CYANOPHYCEAE		
<i>Aphanocapsa</i> sp	<i>Oscillatoria minesotensis</i>	<i>Synechocystis</i> sp1
<i>Aphanothece</i> sp	<i>Rhaphidiopsis curvata</i>	<i>Synechocystis</i> sp2
<i>Oscillatoria limnetica</i>	<i>Spirulina menhiniana</i>	<i>Chroococcus minutus</i>
EUGLENOPHYCEAE		
<i>Euglena acus</i>	<i>Lepocinclis</i> sp	<i>Trachelomonas</i> sp
<i>Lepocinclis ovum</i>		
BACILLARIOPHYCEAE		
<i>Nitzschia</i> sp		

Fonte: Granado (2004).

Embora evidenciado a importância das algas nos sistemas de tratamento de esgotos por lagoas de estabilização, poucos são os estudos ecológicos sobre estes ecossistemas gerados no interior destas lagoas. A crescente preocupação com a presença de microalgas produtoras de toxinas, em especial as cianobactérias, em corpos d'água evidenciou a importância do estudo da comunidade fitoplanctônica estabelecida nestes sistemas de tratamento. Neste sentido, a identificação do fitoplâncton não tem mais apenas o caráter de servir como bioindicador das condições do tratamento, mas também como prevenção de futuros problemas de saúde pública ao se lançar estes efluentes em um corpo hídrico.

3.4 Significado ecológico das principais espécies encontradas em lagoas de estabilização

A partir do significado ecológico das espécies que compõem a comunidade fitoplanctônica de um ambiente é possível diagnosticar quais as condições ambientais predominam naquele habitat. No caso dos sistemas de tratamento, é possível correlacionar a comunidade fitoplanctônica presente com a qualidade da água.

Oscillatoria é um gênero amplamente distribuído, principalmente em ambientes bentônicos e perifíticos. Diversas espécies são consideradas cosmopolitas (BICUDO, 2005). Podem reproduzir-se em grandes quantidades, causando florações. Algumas espécies causam odor de grama na água quando estão presentes em grande número. As espécies *O.chalybea*, *O.chlorina*, *O.formosa*, *O.lauterbornii*, *O.limosa*, *O.princeps* e *O.tenuis*, podem indicar poluição. Algumas espécies podem ser encontradas presas às paredes de reservatório. Podem causar corrosão do ferro e causar entupimento em filtros (BRANCO, 1978). A maioria das espécies do gênero pode ser autotrófica e mixotrófica, o que lhes confere a possibilidade de viver em regiões com ausência de luz (ESTEVES, 1998). *Oscillatoria* representa um dos principais gêneros de algas tóxicas do Brasil (BRASIL, 2003).

Microcystis é um gênero colonial, tipicamente planctônico e forma florações em corpos d'água eutrofizados. Muitas espécies de *Microcystis* são produtoras da hepatotoxina microcistina. O gênero tem ampla distribuição no território brasileiro e possui maior incidência de florações em reservatórios de abastecimento público (BICUDO, 2005). É um dos principais gêneros de algas tóxicas encontradas no Brasil (BRASIL, 2003). São indicadores de poluição orgânica, podendo reproduzir-se, intensamente, em lagoas de estabilização (BRANCO, 1978).

Merismopedia é um gênero colonial, com espécies planctônicas e metafíticas. As colônias são tabulares e apresentam células arranjadas em linhas perpendiculares. São comumente encontradas em reservatórios brasileiros (BICUDO, 2005). *Merismopedia tenuissima* é uma espécie comumente encontrada em ambientes eutróficos (JOHN et al., 2002).

O gênero *Aphanocapsa* é colonial, ocorre em ambientes aquáticos, subaéreos. Possui espécies ocorrendo no plâncton, no bêntons, no solo e sobre pedras úmidas, As colônias podem ser micro ou macroscópicas distribuídas irregularmente no seu interior (BICUDO, 2005).

O gênero *Volvox* é composto por indivíduos monadóides, de vida livre e hábito colonial. As colônias têm aparência de uma esfera oca (BICUDO, 2005).

O gênero *Dictyosphaerium* é formado por colônias de vida livre, formadas por quatro grupos de quatro células. Muitas espécies são comuns no plâncton de ambientes lênticos, semilênticos e lóticos do mundo todo (BICUDO, 2005).

O gênero *Closteriopsis* é formado por indivíduos unicelulares de hábito solitário e vida livre. As únicas espécies cosmopolitas do gênero são *C. acicularis* e *C. longissima* (BICUDO, 2005). *Radiococcus* é um gênero cosmopolita, planctônico ou epifítico em macrófitas aquáticas, freqüentemente encontrado em corpos de água parada (JOHN et al., 2002).

Monoraphidium é um gênero cosmopolita e planctônico. Podem ser encontrados associados com macrófitas aquáticas ou outras superfícies submersas em águas paradas ou com baixa correnteza (JOHN et al., 2002).

O gênero *Sphaerocystis* é formado por indivíduos coloniais e já foi coletado em quase todas as partes do mundo. É encontrado no plâncton e no metafíton de ambientes de águas paradas ou quase (BICUDO, 2005). É um gênero provavelmente cosmopolita, presente em corpos d'água com disponibilidade de nutrientes bastante variável (JOHN et al., 2002). Podem atingir números elevados na superfície de águas de lagos naturais ou artificiais (BRANCO, 1978).

O gênero *Euglena* compreende indivíduos unicelulares, de hábito solitário livre-natante (BICUDO, 2005). É encontrado em todo o mundo, sobretudo, em águas ricas em material orgânico como as lagoas de estabilização (BRANCO, 1978).

O gênero *Lepocinclis* é composto por células isoladas livre-natantes, de distribuição cosmopolita. Vive em ambientes ricos em matéria orgânica, sobretudo, em lagoas de estabilização (BRANCO, 1978).

O gênero *Phacus* é extremamente comum em águas doces do mundo. Em geral, vivem em águas poluídas, ricas em matéria orgânica como as lagoas de estabilização (BRANCO, 1978).

Synura é um gênero típico de ambientes hiper-eutróficos (WEHR; SHEATH, 2003). O gênero engloba indivíduos coloniais livre-natantes com ampla distribuição em ambientes de águas doces, com menor frequência em ambientes salobros e marinhos (BICUDO, 2005). Produzem sabor e odor na água, mesmo quando estão em pequenas quantidades. Podem produzir florações, são encontrados freqüentemente em águas duras (BRANCO, 1978).

3.5 Cianobactérias e o risco potencial à saúde pública

As cianobactérias ou cianofíceas são microorganismos aeróbios fotoautotróficos. A fotossíntese é o principal modo de obtenção de energia para o seu metabolismo, entretanto, na organização celular são procariontes e, portanto, muito semelhantes bioquímica e estruturalmente às bactérias.

A crescente preocupação com a presença de florações de cianobactérias deve-se ao fato de que as mesmas são capazes de produzirem e liberarem para o meio líquido toxinas que podem afetar a vida de humanos e de outros vertebrados. As cianotoxinas somente são liberadas para o meio externo por meio do rompimento da parede celular. Este rompimento ocorre quando há morte celular natural ou pela ação de algicidas como o sulfato de cobre (SANT'ANNA et al., 2006). A intoxicação pode se dar pela ingestão de água, pelo contato, ou ainda, pelo consumo de pescado contaminado. A Tabela 3 apresenta os principais gêneros de algas tóxicas no Brasil.

Tabela 3 - Principais gêneros de algas tóxicas do Brasil.

<i>Coelosphaerium</i>	<i>Oscillatoria</i>	<i>Aphanizomenon</i>
<i>Gomphosphaeria</i>	<i>Trichodesmium</i>	<i>Nostoc</i>
<i>Microcystis</i>	<i>Schizothrix</i>	<i>Anabaena</i>
<i>Synechococcus</i>	<i>Lyngbya</i>	<i>Hormothamnion</i>
<i>Synechocystis</i>	<i>Phormidium</i>	<i>Nodularia</i>
<i>Pseudoanabaena</i>	<i>Cylindrospermopsis</i>	<i>Gloeotrichia</i>

Fonte: Ministério da Saúde: FUNASA (2003).

De acordo com suas estruturas químicas, as cianotoxinas podem ser divididas em: peptídeos cíclicos, alcalóides e lipopolissacarídeos. Já de acordo com sua ação farmacológica se dividem em: neurotoxinas (anatoxina-a, anatoxina-a(s) e saxitoxina), hepatotoxinas (microcistinas, nodularina e cilindrospermopsina) e dermatotoxinas. O Quadro 1 apresenta as principais cianotoxinas e seus respectivos mecanismos de atuação (BRASIL, 2003).

As microcistinas são produzidas pelos gêneros: *Microcystis*, *Anabaena*, *Planktothrix*, *Nostoc*, *Hepatosiphon*, *Synechocystis*, *Aphanocapsa* e *Oscillatoria*. As nodularinas são produzidas por espécies do gênero *Nodularia*. As neurotoxinas são produzidas por espécies dos gêneros: *Aphanizomenon*, *Oscillatoria*, *Anabaena* e *Cylindrospermopsis*. As dermatotoxinas são produzidas por cianobactérias em geral (SANT'ANNA, 2006).

As microcistinas são extremamente estáveis em pH próximo à neutralidade, inclusive resistentes à hidrólise química e à oxidação. As microcistinas, assim como as nodularinas, mantêm sua toxicidade até sob fervura. Apenas em pH alto ou baixo e temperatura elevada (>40°C) é que se começa a observar hidrólises lentas. São necessárias 10 semanas de exposição a um pH 1 e 12 semanas de exposição a um pH 9 para degradação de 90% da concentração total de microcistina (SANT'ANNA et al, 2006).

Segundo Calijuri et al. (2006), o potencial tóxico das cianotoxinas e sua ação nos organismos após dispersão no ambiente dependem de vários fatores como:

- Interações com outras substâncias dissolvidas;
- Degradação e biodegradação naturais;
- O transporte entre componentes do ecossistema;
- Vias de contaminação e tempo de contato;
- A dinâmica das substâncias tóxicas nos organismos e sua atuação nos sítios de ação.

Quadro 1 - Principais cianotoxinas e seus respectivos mecanismos de atuação.

cianotoxina	definição	Mecanismos de atuação
Anatotoxina-a (neurotoxina)	Alcalóide neurotóxico	Age como bloqueador neuromuscular pos-sináptico de receptores nicotínicos e colinérgicos
Anatoxina-a (s) (neurotoxina)	Organofosforado natural (N-hidroxiguanida fosfato de metila)	Inibe a ação da acetilcolinesterase impedindo a degradação da acetilcolina ligada aos receptores
Saxitoxina (neurotoxina)	Grupo de alcalóides que podem ser não sulfatados (saxitoxina), com um único grupamento sulfato (G-toxina) ou com dois grupamentos sulfatos (C-toxina)	Inibe a condução nervosa por bloqueamento dos canais de sódio, afetando a permeabilidade ao potássio ou a resistência das membranas
Microcistina (hepatotoxina)	Heptapeptídeos cíclicos	Inibe proteínas fosfatases tipo 1 e 2A de células de eucariontes, causando tumores hepáticos
Nodularina (hepatotoxina)	Pentapeptídeo	Alcançam os hepatócitos por meio de receptores dos ácidos biliares e promovem uma desorganização do citoesqueleto dos hepatócitos. Como consequência, o fígado fica com lesões interiores. A perda do contato intercelular promove espaços internos por onde o sangue flui causando hemorragia intra-hepática
Cilindrospermopsina (hepatotoxina)	Alcalóide hepatóxico	Inibe a síntese protéica. Tem sido observado danos às células renais, pulmonares e cardíacas de animais testados
LPS (dermattoxina)	Lipopolissacarídeo formado por carboidratos (geralmente hexoses) e lipídeos (ácidos graxos de cadeia C ₁₄ e C ₁₈)	Ao entrar em contato com a pele induz irritações e alergias

Fonte: Fonte: Ministério da Saúde: FUNASA (2003).

No Brasil, o primeiro caso comprovado de mortes humanas causadas por cianotoxinas ocorreu em Caruaru (PE), agreste de Pernambuco, em 1996: 130 pacientes renais crônicos apresentaram sintomas de hepatotoxicose após terem sido submetidos a sessões de hemodiálise. Desses, 76 pacientes vieram a falecer, 52 dos quais comprovadamente pela ação da microcistina. Foi identificada a presença de microcistina e cilindrospermopsina no carvão ativado usado na purificação da água utilizada na hemodiálise, e de microcistina em amostras de sangue e fígado de pacientes intoxicados (AZEVEDO, 1996; POURIA, et al. 1998; AZEVEDO, 2002; YUAN et al., 2006).

O Ministério da Saúde, através da Portaria 518 de 25 de março de 2004, estabelece através do Artigo 18 Parágrafo 5º, que quando o número de cianobactérias no ponto de captação em um manancial exceder 20.000 cel. mL⁻¹ (2 mm³.L⁻¹ de biovolume), durante o monitoramento que trata o Parágrafo 1º do Artigo 19, será exigida a análise semanal de cianotoxinas na água na saída do tratamento e nas entradas (hidrômetro) das clínicas de hemodiálise e indústrias de injetáveis, sendo esta análise dispensada quando não houver comprovação de toxicidade na água bruta por meio da realização semanal de testes com camundongos. E através do Artigo 19 Parágrafo 2º, veta-se o uso de algicidas para o controle do crescimento de cianobactérias ou qualquer intervenção no manancial que provoque lise das células desses microorganismos, quando a densidade de cianobactérias exceder 20.000 cel.mL⁻¹, sob pena de comprometimento da avaliação de riscos à saúde associados às cianotoxinas.

As cianobactérias são importantes componentes do fitoplâncton de lagos eutróficos. Dentre as formas mais freqüentes destacam-se *Microcystis*, *Aphanothece*, *Choroococcus*, *Coelospharium*, *Lyngbya*, *Oscillatoria*, *Aphanizomenon* e *Anabaena*. As Cyanophyta tanto podem ser autotróficas, assimilando CO₂ através da energia solar, como mixotróficas, assimilando compostos orgânicos. Isto possibilita que estas algas possam viver nas partes profundas de lagos, com ausência de luz, como é o caso da maioria das espécies de *Oscillatoria* (ESTEVES, 1998).

Os ambientes de água doce são os mais favoráveis ao seu desenvolvimento, pH entre 6 e 9, temperatura entre 15 e 30 °C e alta concentração de nutrientes. Quando ocorre o fenômeno da eutrofização em um corpo hídrico observa-se que a diversidade do fitoplâncton diminui, todavia ocorre um aumento da biomassa presente. Nestes ambientes tem sido observada a dominância de cianobactérias. A toxicidade das florações pode apresentar uma variação temporal, desde intervalos curtos de tempo até diferenças sazonais, e também espaciais, decorrentes de alterações de cepas tóxicas e não tóxicas da população (BRASIL, 2003).

Devido à alta temperatura, alta intensidade de luz e elevadas concentração de nutrientes as lagoas de maturação têm seu fitoplâncton dominado por cianobactérias (VASCONCELOS & PEREIRA, 2001). A suscetibilidade do aparecimento de cianobactérias em sistemas de lagoas de estabilização depende das condições operacionais a que cada tratamento está submetido, principalmente, a carga de DBO₅ aplicada (ZANDONADE et al., 2003; GONÇALVES, 2004).

Vasconcelos e Pereira (2001) através de estudos comparativos da ocorrência de cianobactérias em um sistema de lagoas de estabilização (LA + LF + LM), concluíram que as cianobactérias são mais dominantes nas lagoas de maturação que na facultativa. Estes autores registraram pela primeira vez, a ocorrência de proliferações de *Microcystis aeruginosa*. Na lagoa de maturação foram quantificadas 2.661.093 cel.mL⁻¹ de cianobactérias e na facultativa 8.857 cel.mL⁻¹. Foi identificada a predominância de Cyanophyta e Euglenophyta. Entre as espécies de Cyanophyta destacaram-se *M. aeruginosa* e *P. mougeotii*.

Comparando as flutuações nictemerais da qualidade do efluente final de uma lagoa facultativa primária com as da coluna d'água, e analisando a influência da biomassa algal com parâmetros físico-químicos, Ceballos et al. (1997) observaram que os valores máximos de clorofila "a" coincidiram com valores elevados na concentração de coliformes fecais. Os resultados foram exatamente opostos àqueles encontrados por Pearson e König (1986). Contudo, foi observada a presença de *Microcystis* nas lagoas em estudo, o que não ocorreu no trabalho utilizado para comparação; foi formulada a hipótese então, que durante os movimentos verticais das colônias de *Microcystis* os coliformes fecais estariam sendo transportados na bainha mucilagínosa.

A estrutura trófica das comunidades existentes em lagoas de estabilização ainda é um tema pouco explorado. Estudos mais aprofundados permitirão uma melhor avaliação no sentido de reduzir a possibilidade de eutrofização dos corpos d'água, mensurar riscos potenciais associados à saúde pública, e testar a viabilidade de reúso destes efluentes.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Caracterização da área experimental

O Município de Petrolândia (PE) está localizado na região do Submédio São Francisco, microrregião de Itaparica, situado a 9°4'8" de latitude Sul e 38°18'11" de longitude Oeste, fica a 495 km de Recife (ver figura 1). Petrolândia possui 27.264 habitantes, está situada a 282 m acima do nível do mar, apresenta clima semi-árido, com precipitação pluviométrica de 435 mm/ano, com chuvas concentradas no inverno (junho a setembro) sendo os demais meses marcados pela seca. O atual sistema de esgotamento sanitário entrou em operação em junho de 1998, segundo projeto elaborado pela Empresa Acquaplan para a CHESF em 1985. É composto de rede coletora condominial, duas estações elevatórias e duas estações de tratamento de esgoto (PERAZZO et al., 2002).



Figura 1 - Localização geográfica do município de Petrolândia (Fonte: ANA: Atlas Nordeste).

A estação de tratamento de esgotos estudada, apresentada na Figura 2, situa-se à margem direita da BR-316, e é composta por uma estação elevatória constituída por duas bombas submersas, que bombeiam o esgoto para um sistema de tratamento composto por uma lagoa facultativa seguida de duas lagoas de maturação.

A população contribuinte prevista em projeto é de 13.805 habitantes. A vazão média de contribuição é de 29,69 L/s. O TDH teórico do sistema é de 13 dias. Nesta pesquisa, foi estudada a última lagoa de maturação. A referida (LM₂) lagoa tem um TDH teórico de 2,14 dias; 1,01 m de profundidade útil; 102 m de comprimento e 53 m de largura.



Figura 2 - Estação de Tratamento de Esgoto de Petrolândia (uma lagoa facultativa seguida de duas de maturação).

4.2 Programa de monitoramento da lagoa de maturação (LM₂)

Objetivando estudar o comportamento das algas nesta lagoa de maturação, foi montado um plano de coleta mensal dividido em duas etapas: uma primeira, onde foram realizadas três campanhas de coleta em sete estações distribuídas na lagoa conforme o desenho esquemático apresentado pela Figura 3. Estes pontos foram avaliados, mas como não havia diferença significativa entre eles, uma segunda etapa foi estabelecida, e apenas três estações continuaram a ser monitoradas: E₁, E₄ e E₇.

Em cada estação foram coletadas amostras em duas profundidades: uma a 10 cm da lâmina d'água, e outra a 40 cm do fundo. As estações foram demarcadas com auxílio de corda a partir da margem, e, posteriormente, fixadas com uma estaca de madeira no interior da lagoa, onde o barco era amarrado. As coletas iniciavam-se à tarde, aproximadamente às 14:00 h. As análises físico-químicas foram realizadas no Laboratório de Qualidade das Águas do Instituto Xingó, localizado a aproximadamente 120 km de Petrolândia.

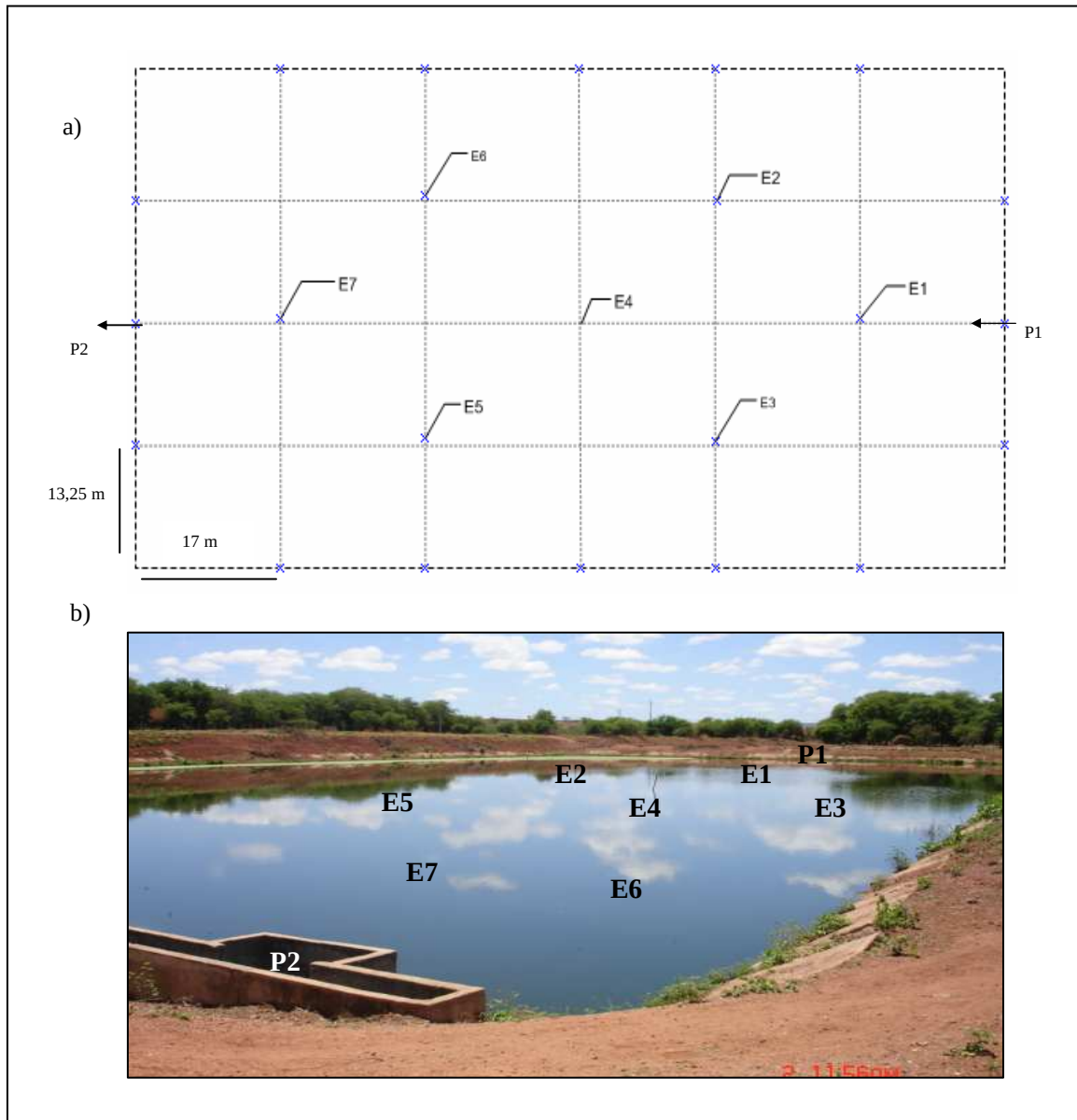


Figura 3 - a) Desenho esquemático das estações de coleta; b) Foto da lagoa de maturação (LM₂) estudada com as estações de coleta indicadas (E1, E2, E3, E4, E5, E6 e E7) e os pontos afluente (P1) e efluente (P2) .

As amostras destinadas a análises físico-químicas e bacteriológicas foram acondicionadas com gelo para o transporte, já as amostras de fitoplâncton foram preservadas com lugol acético. O Quadro 2 apresenta a relação dos parâmetros analisados e as metodologias utilizadas, as quais estão preconizadas no *Standard Methods for Examination of water and wastewater* (APHA/AWWA/WEF, 1998). Na análise de coliformes termotolerantes, foi utilizado método do substrato cromogênico, com utilização de cartelas COLILERT.

Quadro 2 - Parâmetros analisados com seu respectivo método analítico.

Parâmetro	Método analítico	Parâmetro	Método analítico
Temperatura	Eletrométrico	DQO bruta	Titulométrico
pH	Eletrométrico	DQO filtrada	Titulométrico
Oxigênio dissolvido	Eletrodo de membrana	Fósforo total	Vanadato-molibdato
TDS	Eletrométrico	Ortofosfato	Vanadato-molibdato
Condutividade	Eletrométrico	Nitrogênio total	Macro-Kjedhal
Turbidez	Turbidímetro	Nitrogênio amoniacal	Titulométrico
Transparência	Disco de Sech	Nitrito	Colorimétrico
Sólidos totais e suspensos	Gravimétrico	Coliformes termotolerantes	Substrato cromogênico
Alcalinidade	Titulométrico	Identificação de algas	-

A identificação das algas seguiu os seguintes sistemas de classificação: cianobactérias (Chroococcales) – Komárek & Anagnostidis (1986); (Oscillatoriales) – Anagnostidis & Komárek (1988); Euglenophyta e Cryptophyta- Bourrelly (1970) e Chlorophyta – Bourrelly (1972). As algas foram identificadas através de lâmina direta e auxílio de microscópio óptico comum. Os táxons foram fotografados no ITEP (Instituto de Tecnologia de Pernambuco).

A zona eufótica foi determinada através da multiplicação dos valores de profundidade do disco de Secchi por 3 (três). O disco de Secchi utilizado possuía 30 cm de diâmetro. Segundo Esteves (1998), o fator 3 é o mais utilizado no Brasil.

4.3 Frequência de Ocorrência (Fo) dos Táxons

Para busca de correlação com os fatores ambientais, a frequência de ocorrência foi calculada segundo a fórmula e critérios estabelecidos pela CETESB (1978).

A fórmula utilizada foi:

$$Fo = Ta \cdot 100 / TA$$

Onde:

Fo = frequência de ocorrência

Ta = número de amostras em que o táxon foi observado

TA = número total de amostras

Os resultados foram apresentados em porcentagens, empregando o seguinte critério:

- > 70% = muito freqüente (MF)
- 70% a 40% = freqüente (F)
- 40% a 10% = pouco freqüente (P)

- < 10% = esporádico (E)

Foi acrescentado aos critérios da CETESB, o caso da não ocorrência de um táxon. Para este, utilizou-se o termo ausente (A).

4.4 Batimetria de fundo da lagoa de maturação

Como não havia estudos anteriores sobre a lagoa, e a mesma já se encontra em operação há 9 anos, foi realizado uma batimetria a fim de avaliar como se encontrava o fundo da lagoa. Para tanto, a lagoa de maturação foi dividida em três linhas verticais (A, B e C) e 5 linhas horizontais (E1; E2 e E3; E4; E5 e E6; e E7), onde foi fixada uma corda, com auxílio de bastões de ferro enterrados nas margens opostas da lagoa (ver desenho esquemático). As linhas demarcadas foram percorridas com o barco e, com espaçamento de 1m, foram medidas as profundidades. A medição foi realizada com auxílio de uma fita métrica com um peso fixado na sua extremidade. No total foi medida a profundidade em 571 pontos no interior da lagoa. O desenho esquemático das linhas traçadas para realização da batimetria pode ser visualizado na Figura 4.

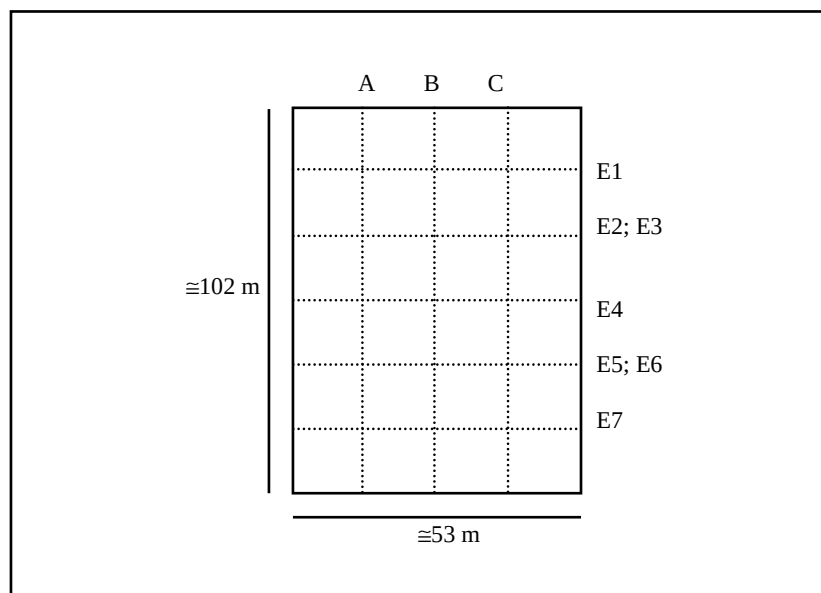


Figura 4 - Desenho esquemático dos pontos da batimetria.

De posse dos dados obtidos na batimetria, foi construído um modelo do perfil do fundo da lagoa de maturação utilizando o software SURFER 8.00.

4.5 Tratamento estatístico dos dados

Para uma melhor interpretação dos resultados da caracterização da lagoa de maturação, utilizou-se a técnica estatística multivariada de Análise de Componentes Principais (ACP). A técnica permite relacionar com maior clareza os diferentes aspectos do estudo, quando os mesmos são gerados em grandes quantidades numéricas e de variáveis. Para tal fim, foi utilizado o programa THE UNSCRAMBLER® versão 7.01, CAMO ASA (1998).

Na análise de componentes principais, os dados originais são projetados em um número menor de dimensões, de forma a permitir a visualização global dos dados no espaço n-dimensional através de gráficos bi ou tridimensionais (ESBENSEN et al., 1994 citados por SILVA, 2001 e SENA et al., 2000).

Os novos eixos são combinações lineares dos eixos originais. Cada componente é caracterizada por três entidades matemáticas: o vetor dos pesos (loadings), o vetor dos escores (scores) e a variância descritiva. Os escores são as projeções (localização) dos dados nesses novos eixos nas componentes principais (CPs) e os pesos indicam a contribuição de cada variável original nos novos eixos (SHARAF et al., 1986, citados por SILVA, 2001 e SENA *et al.*, 2000), ou seja, quanto maior o peso, em valor absoluto, de uma variável em uma componente, mais influenciada é a componente por aquela variável.

Na ACP, os dados devem ser autoescalados (média zero e variância um) para assegurar que todas as variáveis contribuam igualmente para o modelo, independente da escala em que foram medidas. Os números de componentes são calculados utilizando a técnica da validação cruzada para achar o melhor número de variáveis latentes (as componentes principais), na qual o erro mínimo de previsão é determinado (SENA *et al.*, 2000), obtendo-se assim uma imagem bastante fiel da estrutura de dados.

A percentagem de variância explicada por cada componente principal indica o quanto da variação total original dos dados ficou retido em cada componente. A componente principal 1 detém mais informação estatística que a componente principal 2, que por sua vez tem mais informação estatística que a componente principal 3 e assim por diante. Em muitos casos, com apenas duas ou três das primeiras componentes principais obtêm-se mais que 90% desta

informação que podem ser usadas para representá-las (MOITA NETO e MOITA, 1998; SENA *et al.*, 2000).

Os gráficos feitos através do uso da ACP apresentam informações úteis sobre tendências e características da estrutura dos dados, tais como agrupamento de amostras e variáveis e caracterização das amostras que não se encaixam no modelo. A influência de cada variável em cada amostra pode ser estimada através do estudo conjunto dos escores e pesos (SENA *et al.*, 2000).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Batimetria de fundo da lagoa de maturação

Os resultados das medições mostraram que o perfil do fundo da lagoa não se encontra de forma homogênea, com a profundidade variando de 0,8 a 1,25 m e média de 1,01 m. As profundidades menores são observadas nas regiões próximas à entrada, como já era esperado, devido à presença de sólidos sedimentáveis no afluente.

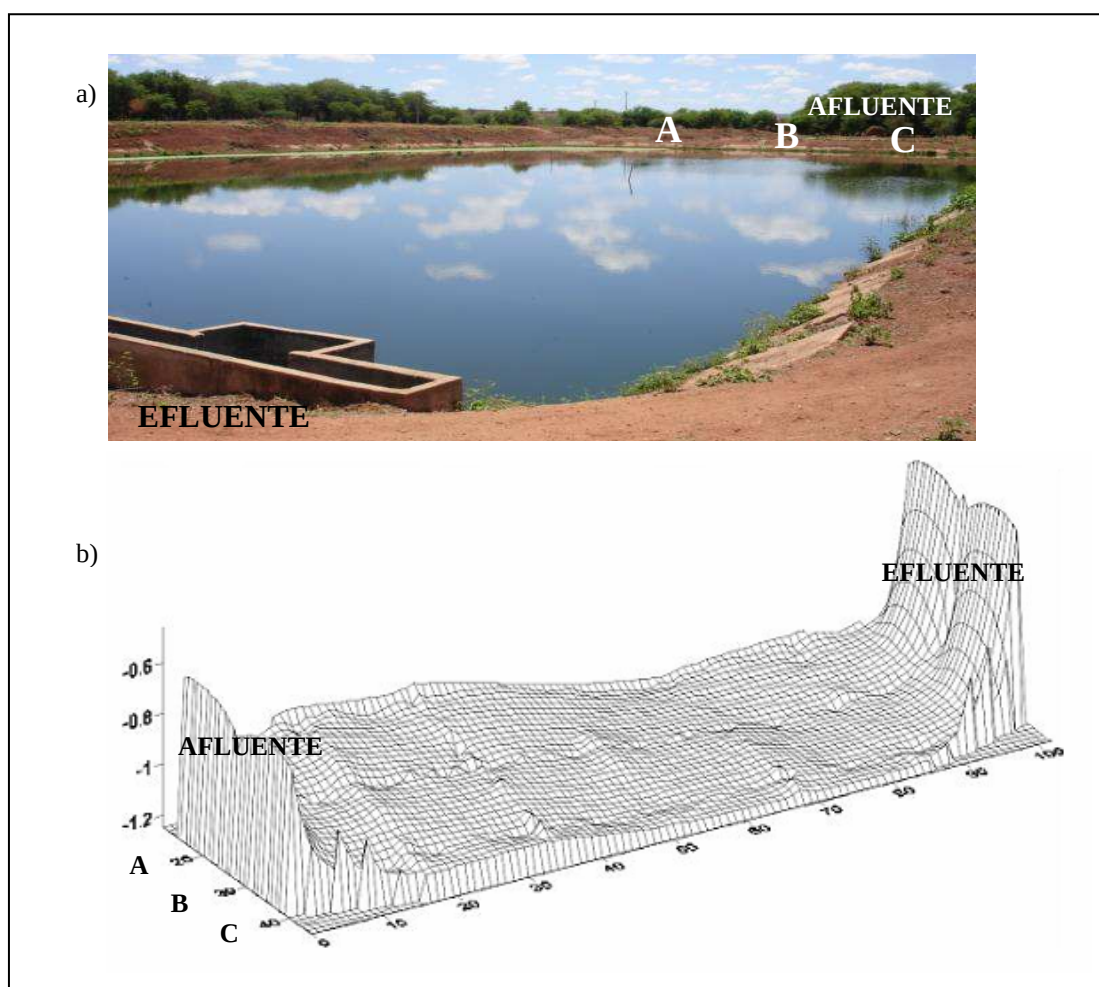


Figura 5 - a) imagem real da lagoa de maturação, indicando os pontos afluentes: A, B e C; b) modelo da distribuição espacial do material depositado no fundo da lagoa.

Foi ainda observada uma tendência a uma maior deposição de sólidos próximos à margem esquerda da lagoa (linha A), fato que pode ser explicado pela ação do vento no sentido leste a oeste, que removia o material em suspensão para esta extremidade da lagoa. Isto pode ser evidenciado pela análise da Figura 6, onde macrófitas são transportadas para uma extremidade da lagoa, comprovando a ação do vento.

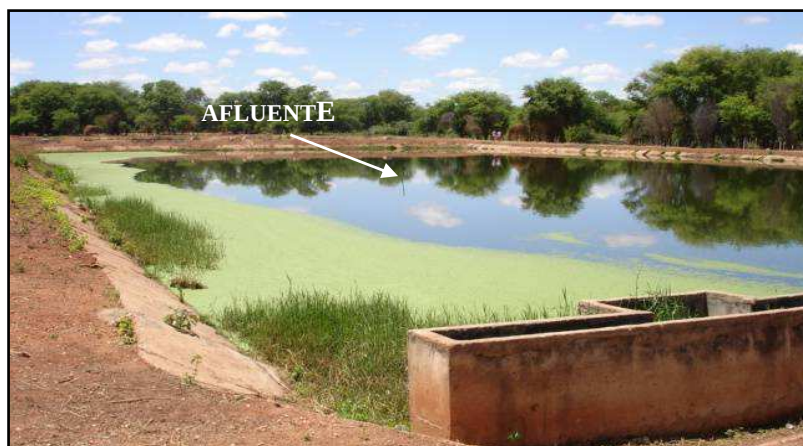


Figura 6 - Imagem da lagoa evidenciando o transporte de macrófitas para margem oeste.

5.2 Características químicas, físicas e biológicas do efluente final da ETE Petrolândia

A presença da Cyanophyta *Oscillatoria* sp. em todas as coletas de efluente é um fato que merece uma maior atenção e a realização futura de testes de toxicidade, visto que o gênero é apontado como sendo um dos principais produtores potenciais de cianotoxinas (hepatotoxina e neurotoxina) no Brasil (BRASIL, 2003).

Vasconcelos e Pereira (2001) realizaram um estudo sobre a toxicidade de cianobactérias em duas lagoas de estabilização (facultativa e de maturação) em Esmoriz, norte de Portugal. Observaram florações de *Oscillatoria* sp. e realizaram bioensaios com camundongos. Apesar da elevada biomassa apresentada, os testes de toxicidade deram negativos. Contudo, foram detectadas concentrações de microcistinas de 2,3 a 56 µg/L próximas à margem, e 1,7 a 4.6 µg/L no interior da lagoa, o que os levou a concluir que as lagoas de estabilização se configuram como uma forte fonte poluidora de corpos hídricos por cianotoxinas.

A Tabela 4 apresenta as concentrações observadas no efluente da ETE Petrolândia, bem como a ocorrência dos táxons. É importante ressaltar que nos demais meses do estudo, não foram realizadas coletas do efluente. Nas quatro primeiras campanhas foram realizadas coletas no interior da lagoa para estudos ecológicos, após este período, se observou a necessidade de também acompanhar a qualidade do efluente final da estação.

Tabela 4 - Composição média do efluente da ETE Petrolândia.

Parâmetros	unidade	Efluente final obtido		
		11/2006	12/2006	02/2007
Temperatura	°C	30,5	31,4	35,2
pH	-	8,2	9	8,6
Condutividade elétrica	µS/cm	692	602	887
Turbidez	UNT	74,3	90,1	70
TDS	mg.L ⁻¹	1002	893	893
Oxigênio dissolvido	mg.L ⁻¹	11,4	11,2	12,04
Alcalinidade	mg.L ⁻¹	157	162	173
DQOb	mg.L ⁻¹	150	178	163
DQOf	mg.L ⁻¹	92	61	39
DBOb ⁽¹⁾	mg.L ⁻¹	45	53,4	48,4
Fósforo total	mg.L ⁻¹	5,3	3,5	6,0
Ortofosfato	mg.L ⁻¹	4,84	3,24	5,38
Nitrogênio total Kjeldahl	mg.L ⁻¹	29	31	35
N-amoniaco	mg.L ⁻¹	14	16	17
Nitrito	mg.L ⁻¹	0,0075	0,017	0,014
Coliformes termotolerantes	CT/100 mL ⁻¹	6000	1000	7000
Táxons encontrados ⁽²⁾				
<i>Oscillatoria</i> sp.	-	x	x	x
<i>Radiococcus</i> sp.	-	x	-	-
<i>Dictyosphaerium</i> sp.	-	-	x	-
<i>Closteriopsis acicularis</i>	-	x	x	x
<i>Volvox</i> cf.sp.	-	x	-	x
<i>Euglena</i> sp.	-	x	x	x
<i>Euglena acus</i>	-	-	-	x
<i>Lepocinclis</i> sp.	-	-	x	x
<i>Phacus orbicularis</i>	-	x	x	x

Nota: (1) DBOb é a DBO estimada a partir da DQO (DBO= 0,3 DQO); (2) "x" = presença e "-" = ausência.

O efluente foi considerado eutrofizante devido às altas concentrações de nutrientes observadas (fósforo total e NTK). Contudo, conforme demonstrado na Tabela 5, o efluente final da ETE Petrolândia atende aos parâmetros turbidez, pH, temperatura, OD, nitrogênio amoniaco e coliformes termotolerantes (dezembro/06). Contudo, ultrapassa os limites estabelecidos para os parâmetros DBO, fósforo total e coliformes termotolerantes (novembro/2006 e fevereiro/2007). Considerando os padrões estabelecidos pelo órgão ambiental do estado (CPRH), as concentrações de coliformes termotolerantes estiveram dentro dos limites de lançamento (10^5), já as concentrações de DQO e DBO ultrapassaram os limites locais, <30 mg.L⁻¹ e <60 mg.L⁻¹, respectivamente.

Segundo von Sperling (1996), o TDH mínimo deve ser de 3 dias. A lagoa de maturação estudada possui um TDH de 2,14 dias um valor abaixo do recomendado, o que contribui para perda de eficiência da lagoa na remoção de nutrientes e coliformes termotolerantes, que é o objetivo principal de uma lagoa de maturação.

Tabela 5 - Comparação dos valores médios do efluente final comparados com os limites estabelecidos pela CONAMA 357/05, para um rio de classe II.

Parâmetros	unidade	Limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 (classe 2)	Efluente final obtido		
			11/2006	12/2006	02/2007
Turbidez ⁽¹⁾	UNT	Máximo: 100	74,3	90,1	70
pH ⁽²⁾	-	6-9	8,2	9	8,6
Temperatura ⁽²⁾	°C	<40	30,5	31,4	35,2
OD ⁽¹⁾	mg.L ⁻¹	Mínimo: 5	11,62	11,86	12,04
DBO ⁽³⁾	mg.L ⁻¹	Máximo: 5	45	53,4	48,4
Fósforo total ⁽¹⁾	mg. L ⁻¹ (P)	Máximo: 0,030	5,25	3,24	6,13
N amoniacal ⁽²⁾	mg. L ⁻¹ (N)	Máximo: 20	14	16	17
Colif.termotolerantes ⁽¹⁾	CT.100 mL ⁻¹	Máximo: 1000**	6000	1000	7000

(1) padrões de qualidade da água; (2) padrão de lançamento de efluentes (3) DBO estimada a partir da DQO (DBO= 0,3 DQO).

5.3 Táxons encontrados e classificação

As lagoas de estabilização diferem dos corpos de água naturais e dos reservatórios artificiais por possuírem elevadas concentrações de nutrientes, de material orgânico e densidades de populações fitoplanctônicas, o que as caracterizam como sistemas aquáticos rasos e hipereutróficos. Neste trabalho, foi registrada a presença de 20 táxons distribuídos percentualmente conforme mostrado na Figura 7.

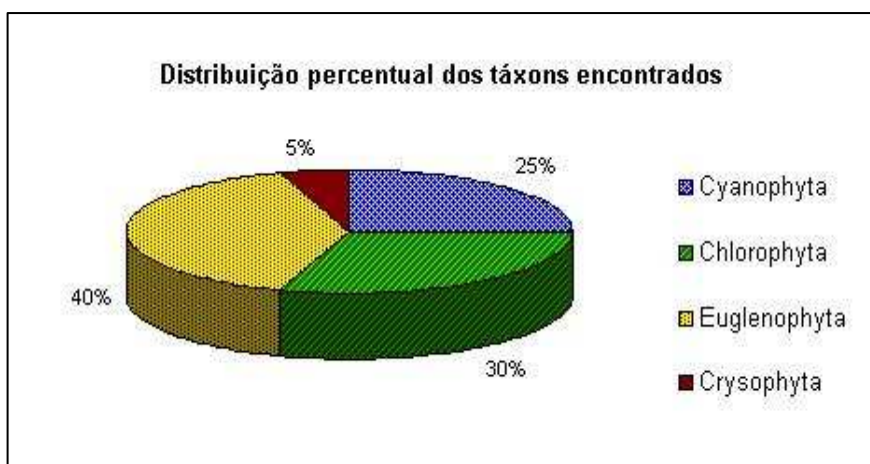


Figura 7 - Gráfico com as contribuições percentuais dos táxons entre as divisões do fitoplâncton.

Os táxons foram fotografados, identificado e classificados. As imagens estão apresentadas na Figura 8 e 9, e a classificação na Tabela 6.

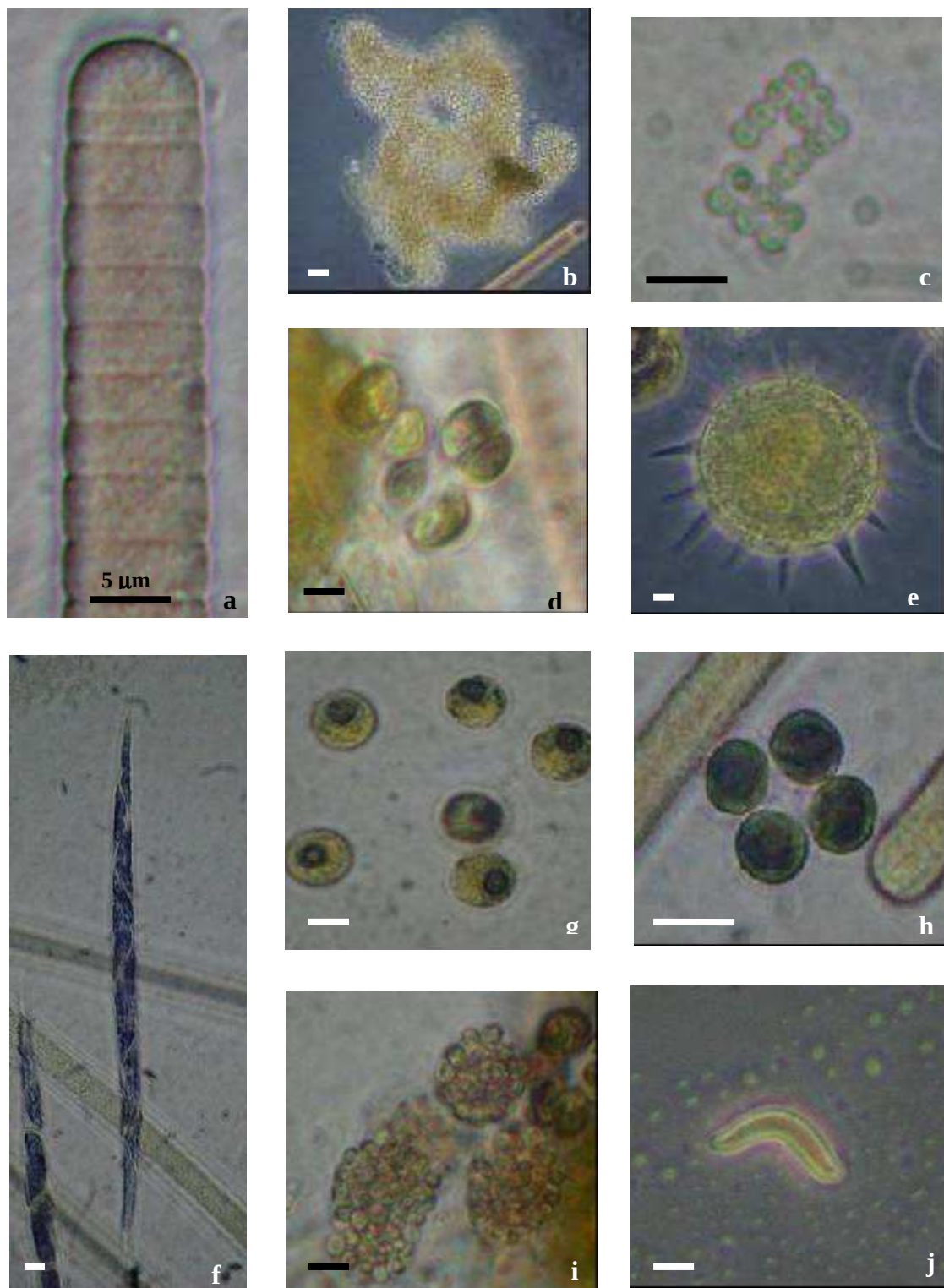


Figura 8 - Imagem fotográfica dos táxons encontrados da divisão Cyanophyta e Chlorophyta. a) *Oscillatoria* sp.; b) *Microcystis aeruginosa*. c) *Merismopedia tenuissima*; d) *Chroococcus turgidus*; e) *Volvox* sp. cf.; f) *Closteriopsis acicularis*. g) *Sphaerocystis* sp.; h) *Dictyosphaerium* sp.; i) *Radiococcus* sp.; j) *Monoraphidium circinale*.

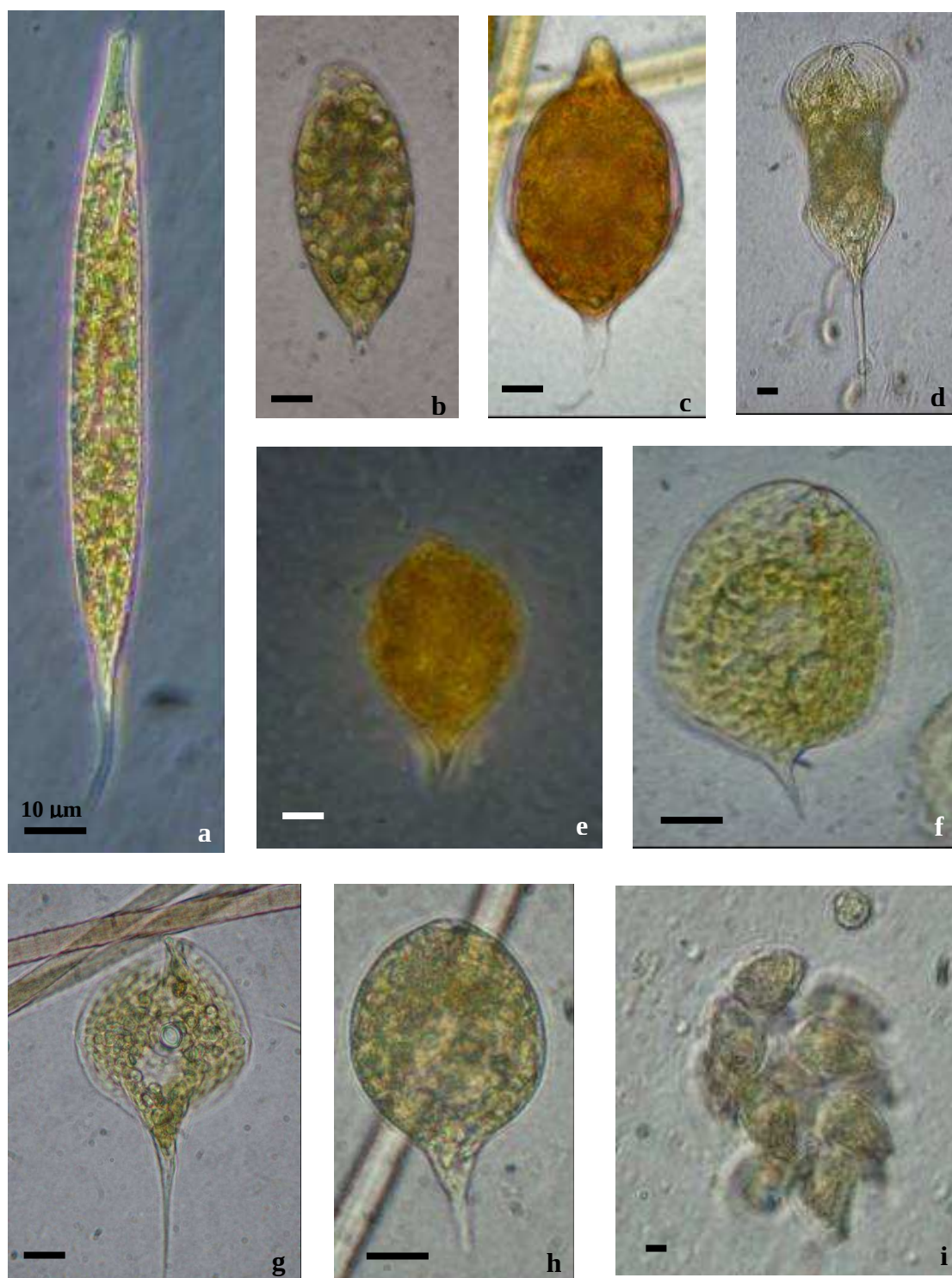


Figura 9 - Imagem fotográfica dos táxons encontrados das divisões Euglenophyta e Crysophyta. a) *Euglena acus*; b) *Euglena* sp.; c) *Lepocinclis* sp.; d) *Phacus Tortus*. e) *Phacus* sp. 1; f) *Phacus orbiculares*; g) *Phacus* sp.3; h) *Phacus* sp.2; i) *Synura* sp.

Tabela 6 - Classificação dos táxons encontrados.

CYANOPHYTA	
Reino Monera Divisão Cyanophyta Classe Cyanophyceae Ordem Nostocales Família Oscillatoriaceae Gênero <i>Oscillatoria</i> Vaucher ex Gomont 1892 Espécie <i>Oscillatoria</i> sp. (Fig. 8.a)	Reino Monera Divisão Cyanophyta Classe Cyanophyceae Ordem Chroococcales Família Chroococcaceae Gênero <i>Myrocystis</i> Kützing ex Lemmermann 1907 Espécie <i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Lemmermann (Fig. 8.b)
Reino Monera Divisão Cyanophyta Classe Cyanophyceae Ordem Chroococcales Família Chroococcaceae Gênero <i>Merismopedia</i> Meyen 1839 Espécie <i>Merismopedia tenuissima</i> Lemmermann (Fig. 8c)	Reino Monera Divisão Cyanophyta Classe Cyanophyceae Ordem Chroococcales Família Chroococcaceae Gênero <i>Chroococcus</i> Nägeli 1849 Espécie <i>Chroococcus turgidus</i> (Fig. 8.d)
Reino Monera Divisão Cyanophyta Classe Cyanophyceae Ordem Chroococcales Família Chroococcaceae Gênero <i>Aphanocapsa</i> Nägeli 1849 Espécie <i>Aphanocapsa</i> sp	
CHLOROPHYTA	
Reino Plantae Divisão Chlorophyta Classe Chlorophyceae Ordem Volvocales Família Volvocaceae Gênero <i>Volvox</i> Linnaeus 1758 Espécie <i>Volvox</i> sp (Fig. 8.e)	Reino Plantae Divisão Chlorophyta Classe Chlorophyceae Ordem Chlorococcales Família Dictyosphaeriaceae Gênero <i>Dictyosphaerium</i> Nägeli 1849 Espécie <i>Dictyosphaerium</i> sp. (Fig. 8.g)
Reino Plantae Divisão Chlorophyta Classe Chlorophyceae Ordem Chlorococcales Família Oocystaceae Gênero <i>Closteriopsis</i> Lemmermann, 1908	Reino Plantae Divisão Chlorophyta Classe Chlorophyceae Ordem Chlorococcales Família Oocystaceae Gênero <i>Radiococcus</i> Schmidle, 1902

Espécie <i>Closteriopsis acicularis</i> (Fig. 8.f)	Espécie <i>Radiococcus</i> sp. (Fig. 8.i)
Reino Plantae	Reino Plantae
Divisão Chlorophyta	Divisão Chlorophyta
Classe Chlorophyceae	Classe Chlorophyceae
Ordem Chlorococcales	Ordem Tetrasporales
Família Oocystaceae	Família Palmellopsidaceae
Gênero <i>Monoraphidium</i>	Gênero <i>Sphaerocystis</i> R. Chodat, 1897
Espécie <i>Monoraphidium circinale</i> (Fig. 8.j)	Espécie <i>Sphaerocystis</i> sp (Fig.8.h)
EUGLENOPHYTA	
Reino Plantae	Reino Plantae
Divisão Euglenophyta	Divisão Euglenophyta
Classe Euglenophyceae	Classe Euglenophyceae
Ordem Euglenales	Ordem Euglenales
Família Euglenaceae	Família Euglenaceae
Gênero <i>Euglena</i> Ehrenberg, 1838	Gênero <i>Lepocinclis</i>
Espécie <i>Euglena</i> sp. (Fig. 9.b)	Espécie <i>Lepocinclis</i> sp. (Fig. 9.c)
Espécie <i>Euglena acus</i> (Fig. 9.a)	
Reino Plantae	
Divisão Euglenophyta	
Classe Euglenophyceae	
Ordem Euglenales	
Família Euglenaceae	
Gênero <i>Phacus</i>	
Espécie <i>Phacus orbiculares</i> Hubner (Fig 9.f)	
Espécie <i>Phacus tortus</i> (Fig. 9.d)	
Espécie <i>Phacus</i> sp 1 (Fig. 9.e)	
Espécie <i>Phacus</i> sp 2 (Fig. 9.h)	
Espécie <i>Phacus</i> sp 3 (Fig.9.g)	
CRYSTOPHYTA	
Reino Plantae	
Divisão Crytophyta	
Classe Crysophyceae	
Ordem Orchomonadales	
Família Synuraceae	
Gênero <i>Synura</i> Ehrenberg, 1834	
Espécie <i>Synura</i> sp. (Fig. 9.i)	

5.4 Correlação da frequência de ocorrência dos táxons com os fatores ambientais

Segundo Branco (1978), nas lagoas onde são lançados esgotos clarificados, a massa líquida adquire uma turbidez esverdeada, dada pela presença das algas. De forma geral, próximo à entrada, predominam gêneros de flagelados pigmentados tais como *Euglena*, *Lepocinclis*, *Chlamydomonas* e *Phacus*; nas regiões finais da lagoa, onde a matéria orgânica já se encontra degradada, passam a dominar as algas verdes (clorofíceas) como: *Chlorella*, *Chlorococcum*, *Micractinium*, *Golenkinia* e *Actinastrum*; e cianobactéria: *Microcystis*. Entre os táxons citados pelo autor, foi registrada nesta pesquisa a presença de: *Euglena*, *Phacus*, *Lepocinclis* e *Microcystis*. Esta predominância, de Euglenophyta no início da lagoa e de Chlorophyta e Cyanophyta no final, não foi observada neste estudo; os táxons citados não seguiram nenhum padrão de distribuição espacial.

A distribuição e abundância de espécies estão relacionadas com dois fatores principais: a tolerância às condições ambientais e às interações ecológicas existentes entre os microorganismos. As Figuras 10, 11 e 12 apresentam a frequência de ocorrência dos táxons durante o período estudado.

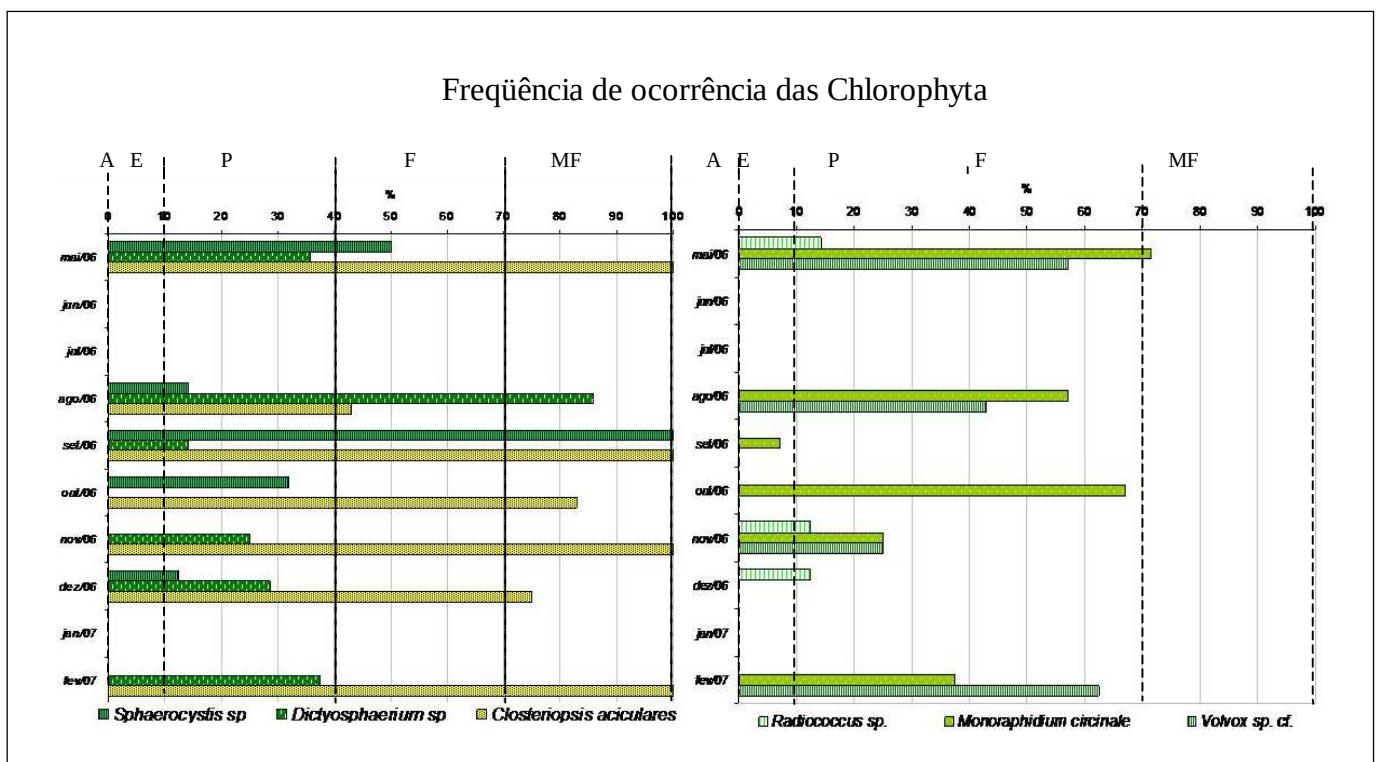


Figura 10 - Frequência de ocorrência das Chlorophyta.

Nota: (1) Nos meses jun/06, jul/06 e jan/07 não houve coleta. (2) A=ausente; E=esporádico; P=pouco frequente; F=frequente e MF=muito frequente.

As Chlorophyta (Figura 10) estiveram bem representadas durante os períodos secos e chuvosos, mereceu destaque a espécie *Closteriopsis acicularis*, fortemente presente em todos os meses. O mês em que *C. acicularis* obteve sua menor frequência (agosto) coincidiu com o mês em que *Dicytosphaerium* sp. apresentou sua maior frequência. Por outro lado, o mês em que apresentou sua maior frequência (setembro) foi o mês que *Dictyosphaerium* sp. apresentou sua menor frequência. *Radiococcus* sp. apenas ocorreu em maio, novembro e dezembro, sempre estando pouco presente. *M. circinali* só esteve ausente no mês de dezembro.

Entre as Cyanophyta (Figura 11), *Oscillatoria* sp. esteve presente em todos os meses analisados. Os meses em que este táxon apresentou sua menor frequência (agosto e setembro), foram os meses que, respectivamente, as Chlorophyta *Dicytosphaerium* sp e *Sphaerocystis* sp., estiveram amplamente distribuídas na lagoa, com 100% de frequência. Estas correlações entre os táxons sugerem que cada espécie tem seu momento de floração, e que a dominância de uma, possivelmente, inibe o crescimento de outras. *Aphanocapsa* sp. apenas ocorreu no período chuvoso (maio e agosto/06). *Microcystis aeruginosa* obteve sua maior frequência em agosto, ocorrendo, posteriormente, em outubro e fevereiro/07. A Cyanophyta *Chroococcus turgidus* esteve com 100% de ocorrência até o mês de outubro. *Merismopedia tenuissima*, embora não estando muito freqüente em nenhum mês, ocorreu em todos os meses estudados.

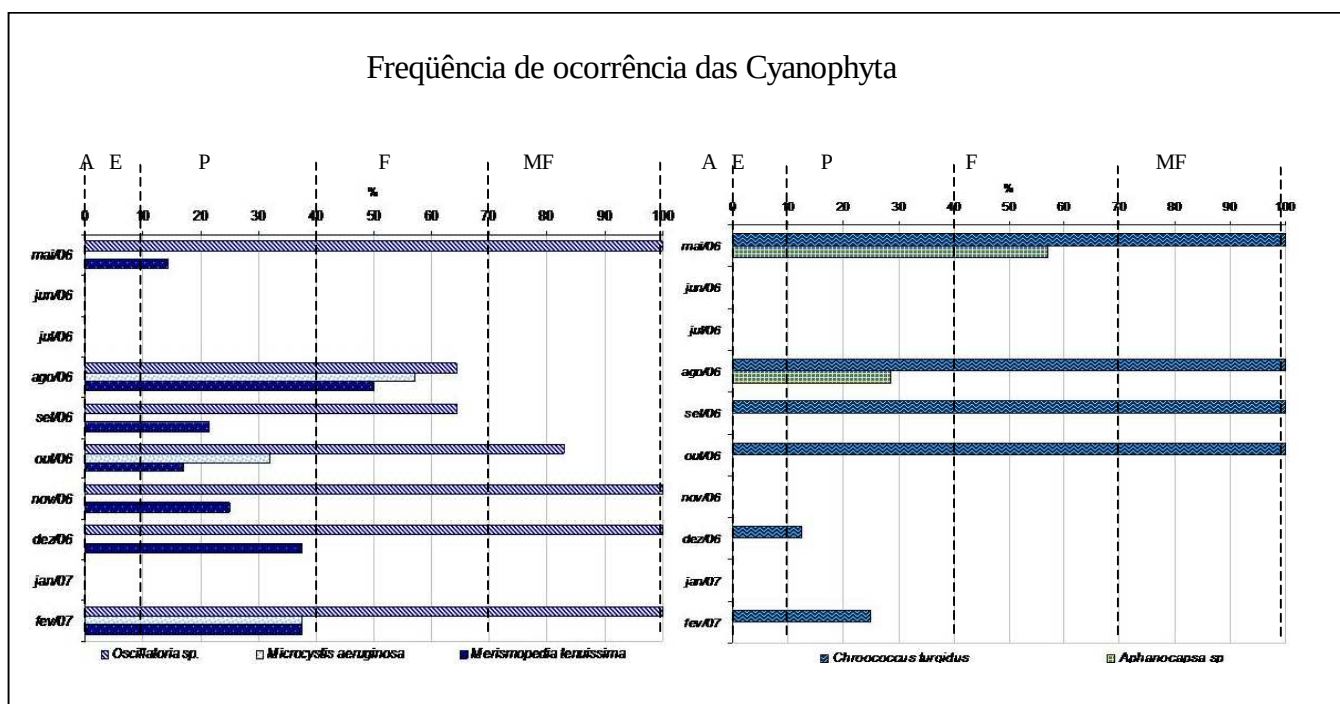


Figura 11 - Frequência de ocorrência das Cyanophyta.

Nota: (1) Nos meses jun/06, jul/06 e jan/07 não houve coleta. (2) A=ausente; E=esporádico; P=pouco freqüente; F=freqüente e MF=muito freqüente.

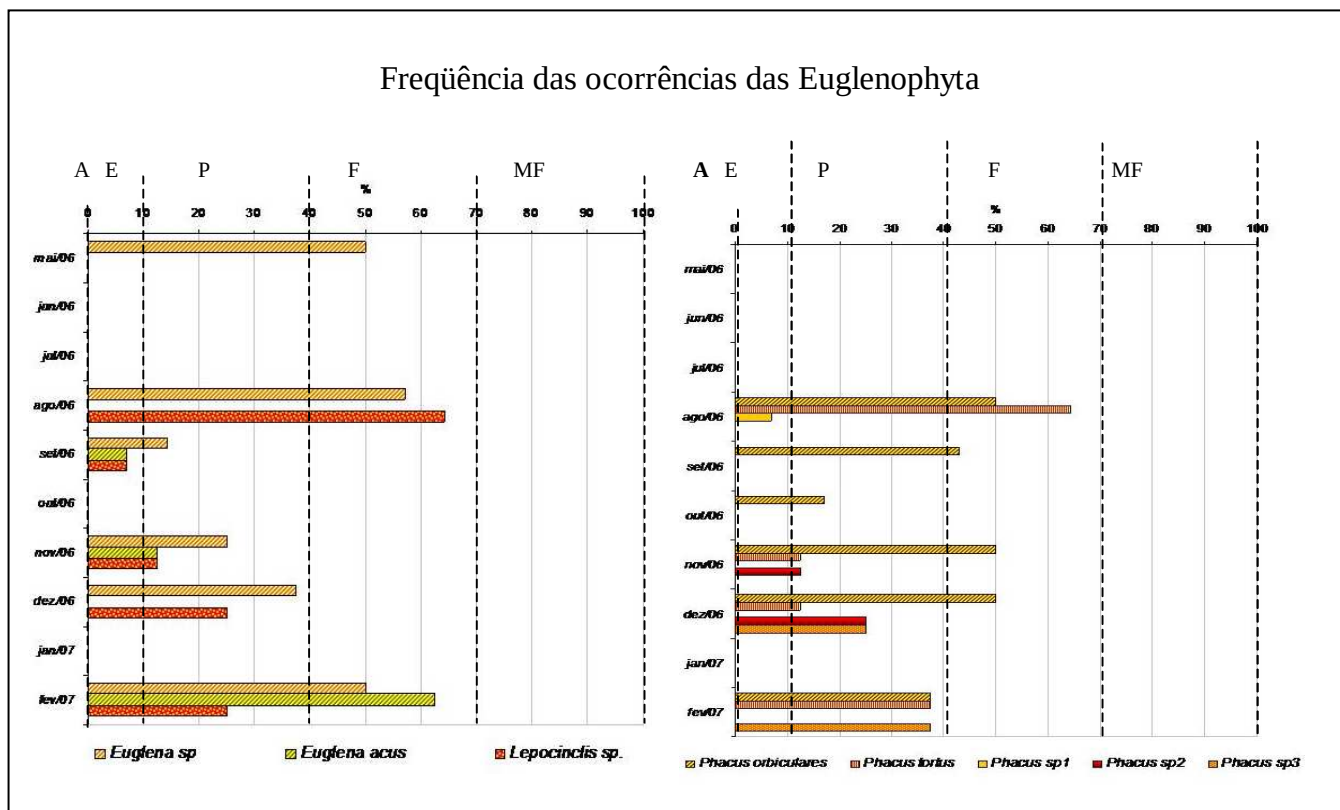


Figura 12 - Frequência de ocorrência das Euglenophyta.

Nota: (1) Nos meses jun/06, jul/06 e jan/07 não houve coleta. (2) A=ausente; E=esporádico; P=pouco frequente; F=frequente e MF=muito frequente.

Precipitação e temperatura

Em regiões tropicais e subtropicais, a precipitação é considerada por muitos autores como a variável ambiental que apresenta maiores variações ao longo do ano. Esta variável climatológica é considerada como um fator bastante relevante na composição da comunidade fitoplanctônica, uma vez que a temperatura muitas vezes tende a ser constante no decorrer do ano. Nas lagoas de estabilização, por serem consideradas como ambientes rasos, a precipitação atua como um forte fator de diluição e de perturbação do ambiente, o que acaba repercutindo na composição fitoplanctônica do ecossistema (GRANADO, 2004). Pela análise dos gráficos da Figura 13, constata-se que, entre os meses coletados, apenas nas coletas de maio (16-05-06) e agosto (15-08-2006) registrou-se a ocorrência de precipitação e de temperaturas máximas mais amenas, 6 e 2 mm e 27 e 28 °C, respectivamente. Desta forma, estes meses foram considerados como períodos chuvosos.

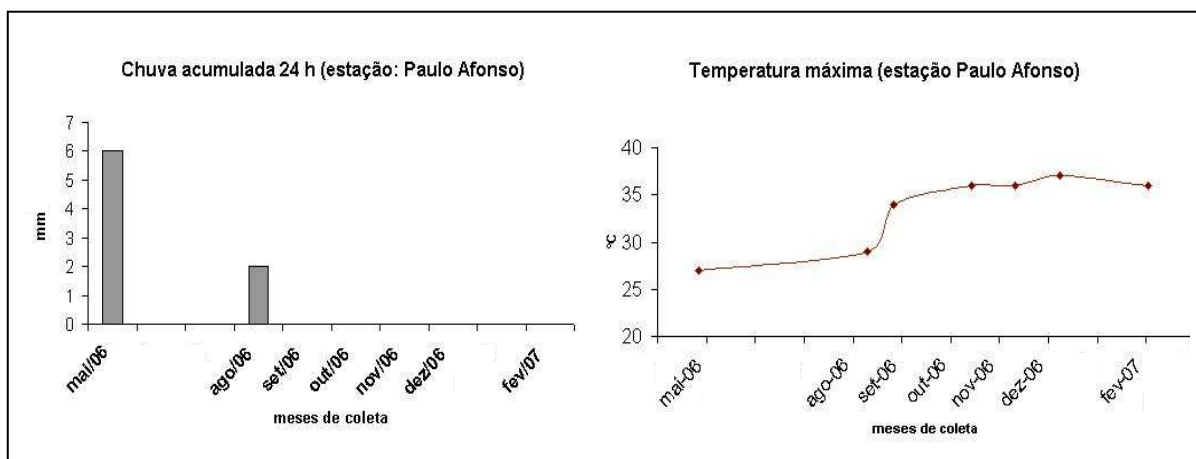


Figura 13 - Gráficos da chuva acumulada (24h) e da temperatura máxima diária nos dias de coleta, na estação de Paulo Afonso. Fonte: INMET.

Nota: Nos meses de junho e julho/2006 e janeiro/2007 não houve coleta.

O período chuvoso esteve relacionado com um aumento da abrangência da zona eufótica, apresentando valores médios de 0,45 m no período chuvoso e 0,23 m no período de estiagem. A Figura 14 demonstra que a zona eufótica diminuiu à medida que a turbidez aumentou, e que, os maiores valores da zona eufótica ocorreram nos meses mais chuvosos e de temperaturas amenas. Primeiramente, a chuva atua como fator de diluição na massa líquida, aumentando a penetração dos raios solares na coluna d'água e, conseqüentemente, a zona eufótica, fato também observado por Granado (2004).

Por outro lado, o aumento da temperatura acelera o metabolismo dos microorganismos, como as algas, e, conseqüentemente, existindo a disponibilidade de nutrientes, ocorre um aumento excessivo das espécies fitoplanctônicas. A elevação da densidade destes microorganismos implica num aumento de sólidos em suspensão e, conseqüentemente, da turbidez. É importante ressaltar que, as maiores temperaturas da água ocorreram no período seco. Este fenômeno é confirmado na componente principal 1 (Figura 15), onde a transparência aparece com inversa proporcionalidade com a turbidez e a temperatura.

A transição do período chuvoso para o seco (mês de agosto para setembro) marcou o aumento da freqüência de dois táxons: *C. turgidus* e *C. acicularis*. Ao passo que outros táxons diminuíram sua freqüência: *Volvox* sp., *Dictyosphaerium* sp., *M. aeruginosa*, *Aphanocapsa* sp., *M. tenuissima*, *Euglena* sp., *Lepocinclis* sp. e *P.tortus*.

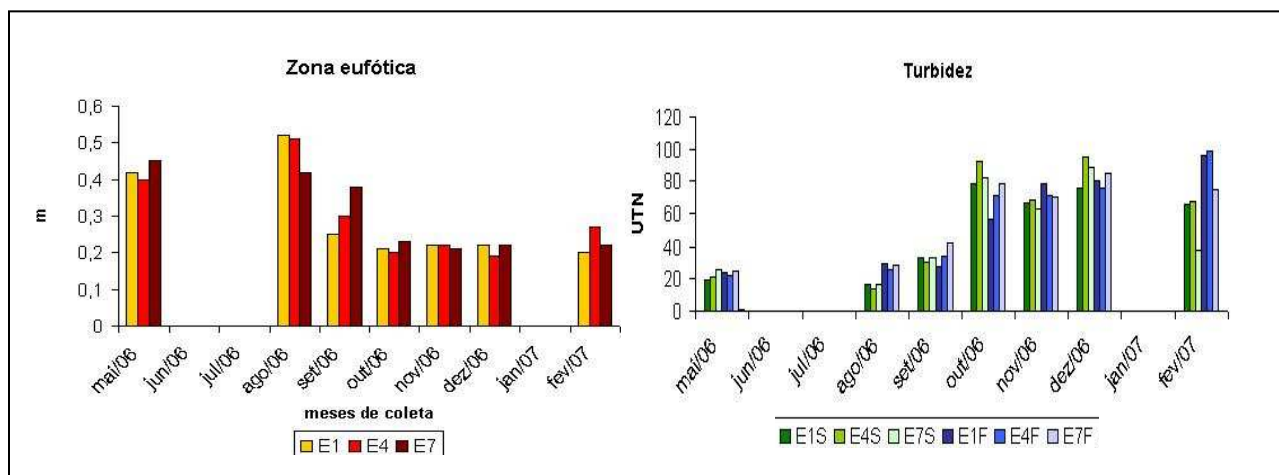


Figura 14 - Gráficos da zona eufótica e da turbidez.

Nota: (1) E1=estação situada a 17m da entrada; E4=estação situada a 51m da entrada e E7=estação situada a 85 m da entrada e 17 m da saída. (2) S=superfície e F=fundo. (3) Nos meses de junho, julho não houve coleta.

Alguns táxons são favorecidos pela estabilidade da coluna d'água, como por exemplo, as cianobactérias, que dominam ambientes de águas paradas. Já as Chlorophyta são beneficiadas pela diminuição do grau de estabilidade da coluna d'água e pelo aumento da profundidade da zona de mistura (BICUDO et al., 1999). No presente estudo, este fenômeno não ocorreu, pois embora o ambiente tenha sido caracterizado como raso e, portanto, fortemente perturbado por precipitações, estas não ocorreram com intensidade (6 e 2 mm, precipitações de maio e agosto, respectivamente) suficiente para interferir no grau de estabilidade da coluna d'água.

A análise gráfica da Figura 11 demonstra que as Cyanophyta *Microcystis aeruginosa* e *Merismopedia tenuissima* aparecem no mês de agosto com sua maior frequência, já as cianobactérias *Oscillatoria* sp. e *Chroococcus turgidus* aparecem fortemente no período chuvoso e no período seco, evidenciando que a precipitação não foi uma variável determinante para o grupo.

As maiores temperaturas da água ocorreram no período seco. A temperatura variou de 25,5 a 33,7 °C, com médias de 27,27 °C no período chuvoso e 31°C no período seco. Na Figura 16, pode-se observar que as temperaturas na superfície diferem, em média, 2 °C do fundo. Segundo Silva e Mara (1979), com a estratificação térmica, as algas não motoras decantam e passam a não produzir OD, pelo contrário, exercem uma demanda de OD, ou por morte celular ou por passar a respirar. As algas motoras, por sua vez, fogem da superfície mais quente, formando uma camada de algas, situadas entre 0,3 a 0,5 m da lâmina d'água,

formando com isto, uma barreira contra a luz. Esta dificuldade de penetração de luz na coluna d'água diminui a fotossíntese e, conseqüentemente, propicia o aparecimento de uma zona anaeróbia. Os parâmetros físico-químicos (pH mais elevado na superfície que no fundo, OD em supersaturação na superfície e praticamente inexistente no fundo) indicam que, possivelmente, este fenômeno ocorreu. Todavia, a freqüência de ocorrência dos táxons não evidencia este fato, visto que, não houve diferença na distribuição vertical das espécies. Contudo, como não foi mensurada a densidade das espécies neste trabalho, apenas a ocorrência não descarta a existência destas condições na lago; outro fator importante é que as coletas foram realizadas sempre à tarde e ao longo do dia podem ocorrer mistura na massa líquida, e a estratificação só ocorrer em alguns instantes do dia.

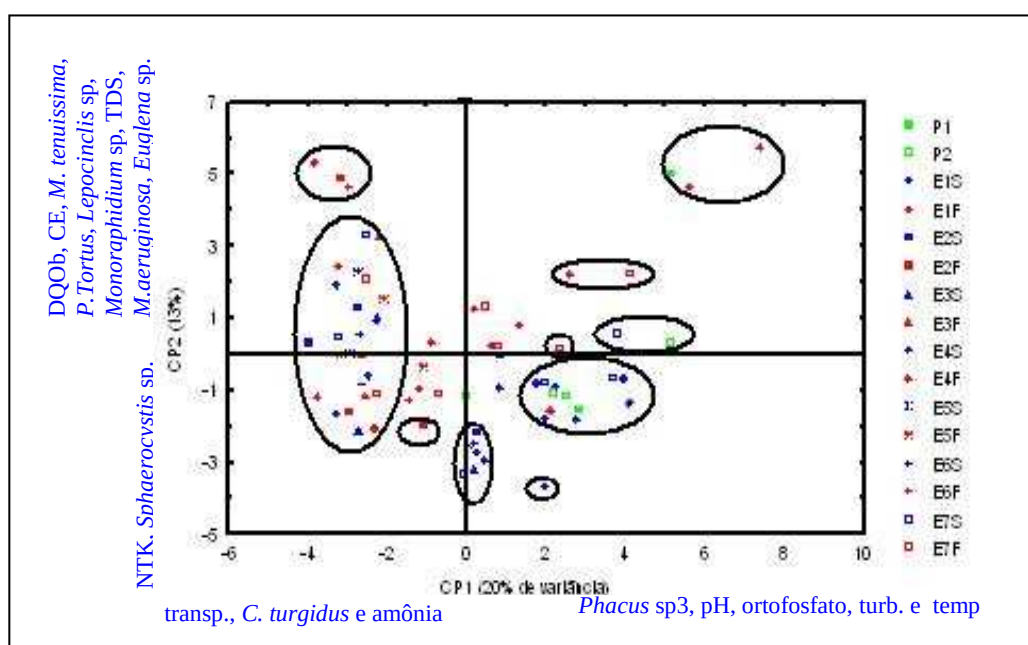


Figura 15 - Gráfico com a CP1 X CP2

Potencial hidrogeniônico

Segundo Cavalcanti et al. (2001), durante o período de maior intensidade luminosa, a taxa de remoção de CO₂ da massa líquida (pelas algas através da fotossíntese) supera a sua reposição (pelas bactérias através da respiração), e desta forma, os íons bicarbonatos presentes se dissociam, produzindo CO₂ e OH⁻, elevando o pH do meio. A Figura 16 demonstra que os valores de pH mais elevados ocorreram, de forma geral, em maiores temperaturas predominante na superfície. A análise da componente principal 1 (Figura 15) comprova a existência desta correlação (pH e temperatura).

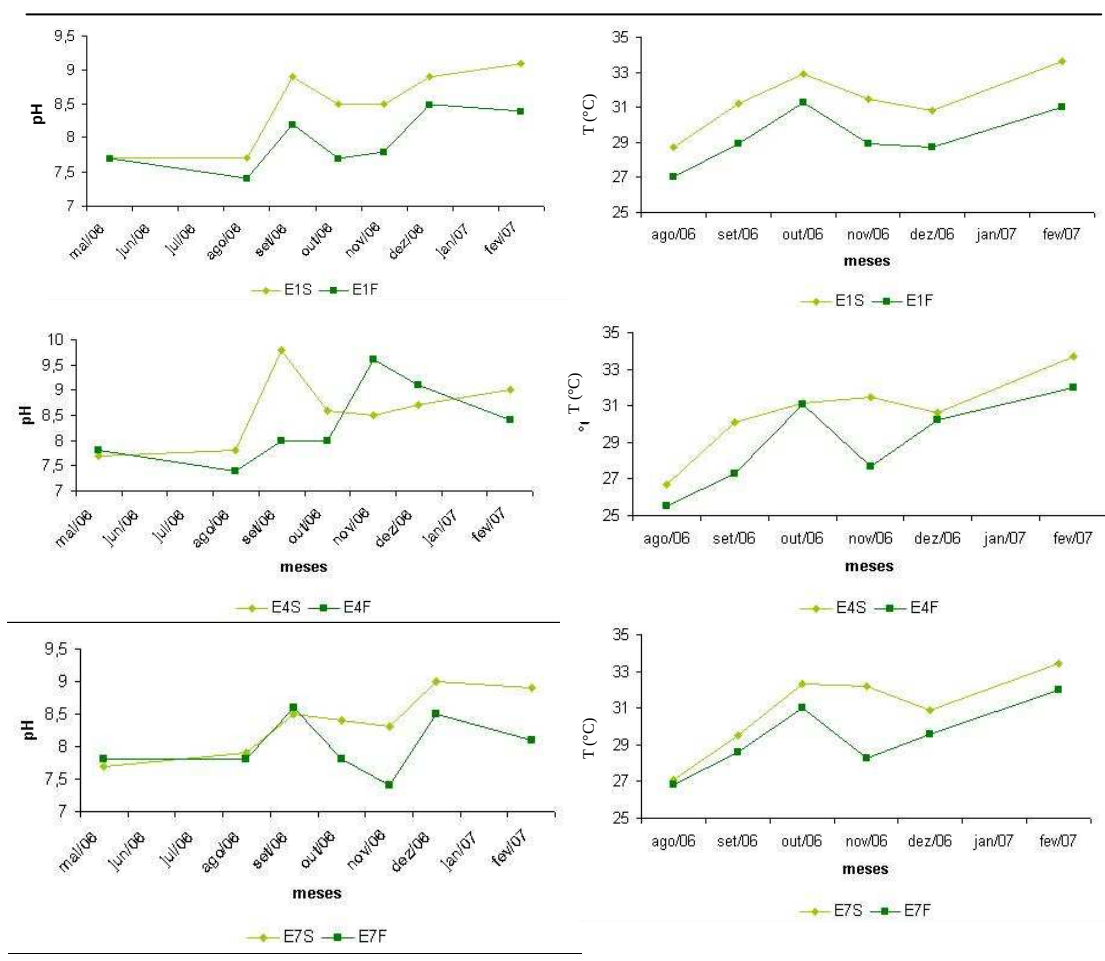


Figura 16 - Gráficos de pH e temperatura (evidenciando a diferença entre a superfície e o fundo).

Nota: (1) E1=estação situada a 17m da entrada; E4=estação situada a 51m da entrada e E7=estação situada a 85 m da entrada e 17 m da saída. (2) S=superfície e F=fundo. (3) Nos meses de junho, julho não houve coleta.

Oxigênio dissolvido

As principais fontes de oxigênio para a água são a dissolução de oxigênio da atmosfera e a fotossíntese. Projetada como lagoa de maturação, a concentração de oxigênio dissolvido deveria estar presente de forma homogênea em toda a coluna d'água. No entanto, a lagoa em estudo, que possui 1,01 m de profundidade, está se comportando como uma lagoa facultativa, com uma região de superfície rica em OD, como consequência da fotossíntese, e uma região de fundo onde prevalecem condições de anaerobiose, pela ausência da penetração de luz solar (Figura 17). As profundidades recomendadas para lagoas de maturação variam um pouco entre os autores: 0,8 a 1,4 m (VON SPERLING, 1996) e 1 a 1,5m (MARA; PEARSON, 1998; SILVA, 1979). Para lagoas facultativas recomenda-se: 1,5 a 3 m (VON SPERLING, 2003). A lagoa estudada encontra-se dentro da faixa, por este motivo o fato da lagoa está se

comportando como facultativa pode ser atribuído às numerosas florações que ocorrem próximo à superfície que impedem a penetração de luz solar nas regiões mais profundas.

As lagoas aeróbias não mecanizadas (maturação, fotossintéticas) devem ser projetadas com profundidades reduzidas para que os raios solares alcancem as regiões mais profundas, porém, deve-se manter o mínimo de profundidade ($>0,6$ m) para evitar o desenvolvimento de uma vegetação no fundo. Com profundidades maiores que o mínimo, as partículas em suspensão (representadas principalmente pelas algas) acabam impedindo que os raios solares penetrem na coluna d'água com eficiência, gerando, em alguns períodos do ano, uma zona anaeróbia de fundo (AZEVEDO NETO, 1975; SILVA, 1979). A disponibilidade excessiva de nutrientes geraram um aumento excessivo de algas, o que, possivelmente, impediu que os raios solares penetrassem em toda a coluna d'água.

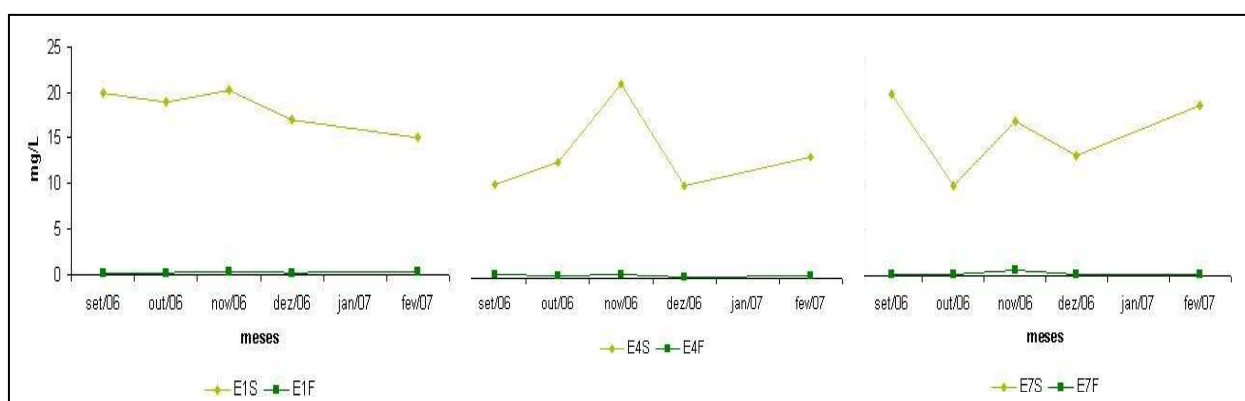


Figura 17 - Concentração de oxigênio dissolvido no interior da lagoa de maturação.

Nota: (1) E1=estação situada a 17m da entrada; E4=estação situada a 51m da entrada e E7=estação situada a 85 m da entrada e 17 m da saída. (2) S=superfície e F=fundo. (3) Apenas após o mês de setembro é que o parâmetro OD foi registrado.

Os elevados valores de oxigênio dissolvido (entre 10 e 20,8 mg.L^{-1}) obtidos na superfície é consequência, provavelmente, da fotossíntese. Segundo Pivele e Kato (2005), os teores de oxigênio dissolvido, podem alcançar valores bem superiores a 10 mg.L^{-1} numa condição de supersaturação, por causa da intensificação da fotossíntese, especialmente em águas eutrofizadas.

A princípio, esta estratificação química na lagoa parece não influenciar na frequência de ocorrência dos táxons, visto que os mesmos ocorrem em coletas de fundo e superfície. Contudo, é importante mensurar a densidade dos táxons nas diferentes profundidades e realizar uma campanha de coleta em escala nictemeral, para avaliar qual a duração diária

desta condição de estratificação. No presente estudo, as coletas tiveram início sempre às 14:00 h. As maiores concentrações de OD estão representadas na CP3 (Figura 18), correlacionadas com a presença dos táxons *Euglena* sp., *Aphanocapsa* sp, *C.acicularis*, *Oscillatoria* sp. e *Volvox* sp.. Por sua vez, *Phacus orbicularis* está associado com inversa proporcionalidade com a concentração de oxigênio dissolvido.

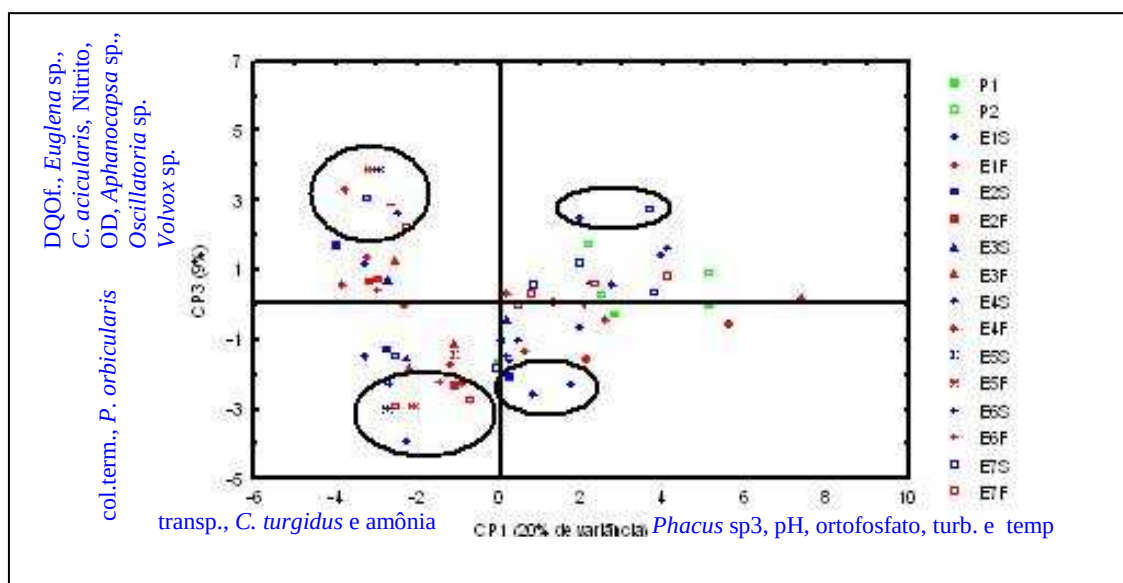


Figura 18 - Gráfico da CP1 X CP3.

Matéria orgânica

A lagoa de maturação apresentou uma eficiência média de remoção de DQO de 70,6 %, estando menor do que os valores estimados para lagoas facultativas por von Sperling (2003) de 75 a 85 %. Este fator foi atribuído principalmente ao TDH da lagoa que é de 2,14 dias quando o mínimo recomendado para lagoas de maturação é de 3 dias e para lagoas facultativas varia de 15 a 45 dias, segundo von Sperling (1996). A Tabela 7 apresenta os valores de DQO afluente e efluente de coletas extras, ou seja, coletas a mais que àquelas em que foram analisados os demais parâmetros, estas foram realizadas para se estimar com maior representatividade a eficiência de remoção. Considerando-se que em efluentes de esgotos domésticos tratados a DBO corresponde a 30% do valor da DQO, estimou-se que a lagoa estudada apresentou valores médios de DBO de 49,3 mg/L no efluente. A Tabela 8 apresenta as eficiências de remoção de DQO em sistemas analisados e alguns valores estimados.

A eficiência na remoção de matéria orgânica foi calculada a partir da fórmula:

$$E \% = \frac{DQOb_{(af)} - DQOf_{(ef)}}{DQOb_{(af)}} \times 100$$

Onde:

E % = eficiência

DQOb_(af) = DQO bruta afluente

DQOf_(ef) = DQO filtrada efluente

Tabela 7 – Concentração da demanda química de oxigênio (DQO) afluente e efluente da lagoa estudada.

Datas de coleta	DQO bruta (mg.L ⁻¹) afluente	DQO filtrada (mg/L ⁻¹) efluente	Eficiência (%)
18/11/2006	187	92	50,8
16/12/2006	157	61	61,1
8/02/2007	219	20	90,9
10/02/2007	191	39	79,6
12/02/2007	198	62	68,7
15/02/2007	159	40	74,8
22/02/2007	88	28	68,2
média	-	-	70,6

Tabela 8 - eficiência de remoção de DQO.

Referência	Eficiência de remoção de DQO (%)
LF1+LF2+LM ⁽¹⁾ (sistema estudado) Petrolândia-PE	70,6
UASB+ LP ⁽²⁾ (D'CASTRO, 2005)	74
LF (2) (von SPERLING, 2003)	75-85
LF+LM (2) (von SPERLING, 2003)	70-83

Nota: (1) Sistema de tratamento do presente estudo, considerando-se apenas a lagoa de maturação. (2) Sistema de tratamento de um trabalho comparado sendo considerada a eficiência apenas da lagoa de polimento. (3) valores estimados pelo autor. (4) valores estimados pelo autor. (5) LF1 = primeira lagoa facultativa, LF2 = segunda lagoa facultativa, LM = lagoa de maturação, UASB = reator anaeróbio de fluxo ascendente, LP = lagoa de polimento, LF = lagoas facultativas em geral.

Pela análise gráfica das CP2 e CP3 (Figura 13 e 16, respectivamente), os valores de DQOf estiveram diretamente relacionado com a ocorrência dos seguintes táxons: *Euglena* sp., *C.acicularis*, *Volvox* sp., *Aphanocapsa* sp e *Oscillatoria* sp. Os valores de DQOb estiveram diretamente relacionados com a presença dos táxons: *Phacus tortus*, *Lepocinclis* sp, *Euglena* sp., *M. circinale*, *M. tenuissima* e *M. aeruginosa*.

Nutrientes (fósforo e nitrogênio)

A concentração de nutrientes, em lagoas de estabilização que tratam esgotos domésticos, tende a não ser um fator limitante para a comunidade fitoplanctônica uma vez que, embora sofra variações entre os períodos do ano, a concentração se mantém alta. Segundo Esteves (1998), entre as diferentes formas de nitrogênio, o nitrato e o íon amônio representam as principais fontes de nitrogênio para os produtores primários. O íon amônio é muito importante para os microorganismos produtores, pois sua absorção é energeticamente mais viável. Para este íon, não há necessidade de redução no interior da célula, como é o caso do nitrato.

Segundo von Sperling (1996), quando a massa líquida atinge níveis elevados de pH o íon amônio tende a se converter em gás amônio, que é volátil e se desprende. Este fenômeno fica evidenciado na componente principal 1 (Figura 18), onde valores altos de pH estão associados a concentrações baixas de amônia.

A Figura 19 apresenta a comparação entre a concentração de amônia e o pH, onde pode ser evidenciada uma correlação inversamente proporcional entre os dois parâmetros na superfície onde foram encontrados os maiores valores de pH. A maior parte dos pontos em que foram observados aumento de pH coincidiram com redução na concentração de amônia. O pH apresentou médias de 7,67 no período chuvoso e de 8,52 no período seco, atingindo valores acima de 9 em alguns pontos. Este fato pode ser explicado porque no período seco ocorre maior incidência de raios solares e também o aumento da temperatura que acelera o metabolismo dos microorganismos, estes dois fatores contribuem para o aumento da atividade fotossintética das microalgas o que conseqüentemente aumenta o pH do meio.

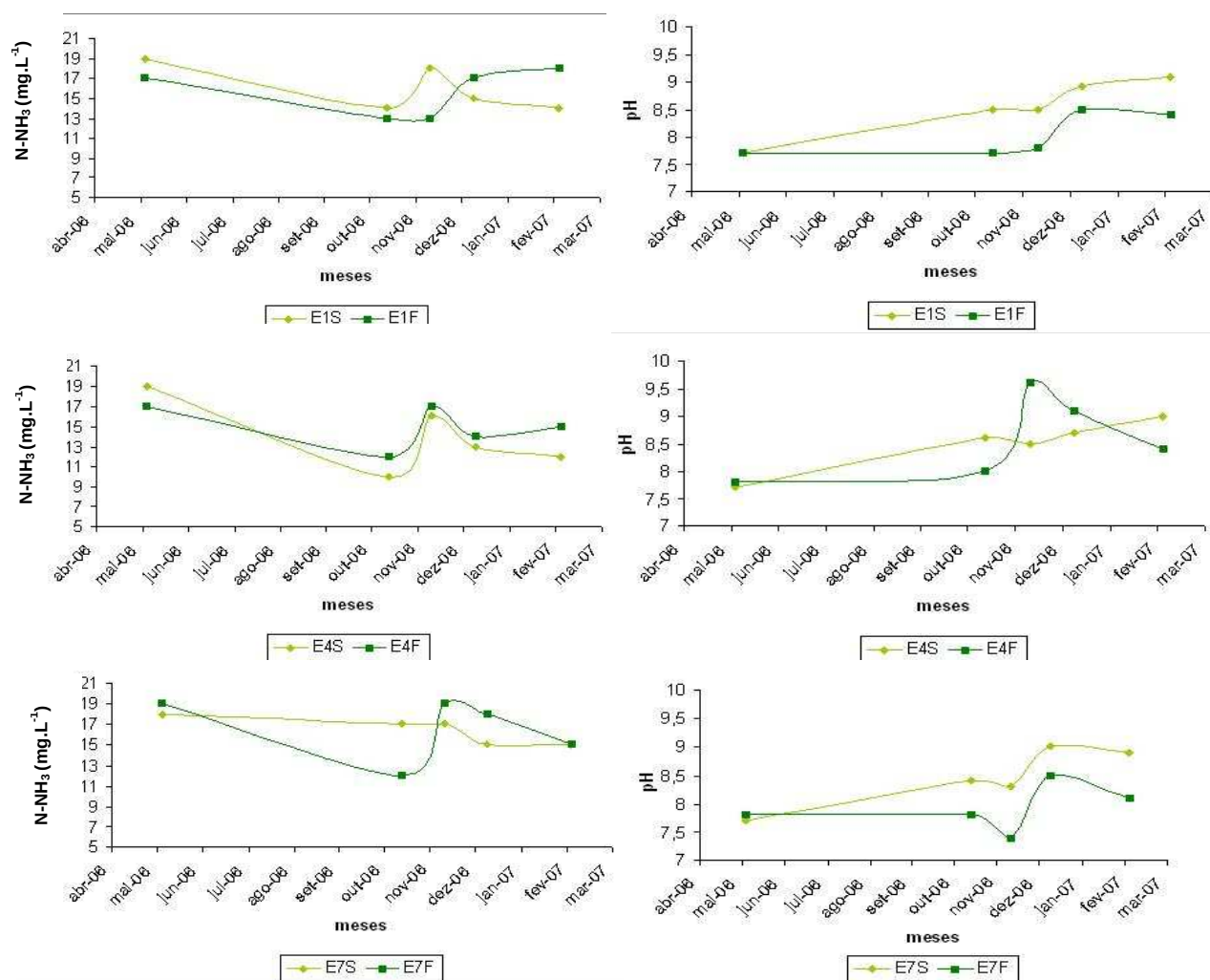


Figura 19 - Comparação da concentração da amônia e os valores de pH.

Nota: E1 = estação situada a 17 m da entrada; E4 = estação situada a 51 m da entrada e E7 = estação situada a 85 m da entrada e 17 m da saída; S=superfície e F=fundo.

Contudo, é precipitado afirmar que parte significativa da amônia volatilizou, pois estudos recentes comprovam que esta via de remoção não é a principal nas lagoas de maturação. Através de um aparato para captação do gás amônia, em escala de laboratório, Valero e Mara (2007) simularam as condições ambientais ocorridas nas lagoas de maturação e concluíram que o principal mecanismo de remoção do nitrogênio é a incorporação desse elemento pelas algas e a sedimentação de células mortas. Na lagoa estudada, a baixa redução de NTK, médias de 34,5 mg.L⁻¹ no afluente e 33,3 mg.L⁻¹ no efluente evidencia que, embora havendo uma possível redução de NTK por volatilização da amônia, a maior parte da remoção se dá por assimilação do fitoplâncton.

A Tabela 9 apresenta valores médios das formas nitrogenadas de sistemas distintos de lagoas de estabilização. Embora os valores apresentados por Falco (2005) sejam do sistema de tratamento como um todo, pode-se observar que os valores médios de NTK e nitrito no efluente são próximos àqueles registrados no efluente sistema estudado. Já os valores médios de nitrogênio amoniacal do sistema estudado está abaixo dos valores observados pelo trabalho comparado.

Tabela 9 - Concentrações médias das formas nitrogenadas (mg.L^{-1}) em lagoas de estabilização.

Referência	NTK		N amoniacal		Nitrito	
	afluente	efluente	afluente	efluente	afluente	efluente
LF1+LF2+LM ⁽¹⁾ (sistema estudado) Petrolândia-PE	34,5	33,3	19	15	0,013	0,012
LA+LF1+LF2 ⁽²⁾ (FALCO, 2005) Novo Horizonte-SP	89	34,5	60,5	32,25	0,008	0,07
UASB + LP ⁽³⁾ (D'Castro, 2005) Recife-PE	39	31,3	28	18,8	0,015	0,011

Nota: (1) Considerando apenas a lagoa de maturação (LM); (2) Considerando afluente e efluente do sistema de tratamento; (3) Considerando apenas a lagoa de polimento (LP).

Estudando as relações entre as espécies fitoplancônicas e a qualidade do efluente final de sistemas de lagoas de estabilização, König et al. (2002) constataram que o número médio de espécies pertencentes à divisão Euglenophyta, apresentava uma relação direta com a concentração do íon amônio no efluente. Os autores atribuíram a ocorrência deste fenômeno por ser o íon amônio a forma de nitrogênio mais facilmente assimilável pelo grupo. Neste estudo, as euglenas, de forma geral, não apresentaram correlação com amônia. Todavia, seria importante uma quantificação da densidade das espécies para uma melhor comparação.

Através da análise da CP2 e CP3 (Figura 15 e 18), a amônia apresenta correlação com a espécie *C. turgidus* (Cyanophyta) e correlação inversa com a espécie *Phacus* sp3. (Euglenophyta). Pela análise dos gráficos apresentados na Figura 20, pode-se observar que as concentrações de fósforo total nas amostras de superfície são semelhantes às de fundo e de valores altos caracterizando o ambiente como hipereutrófico.

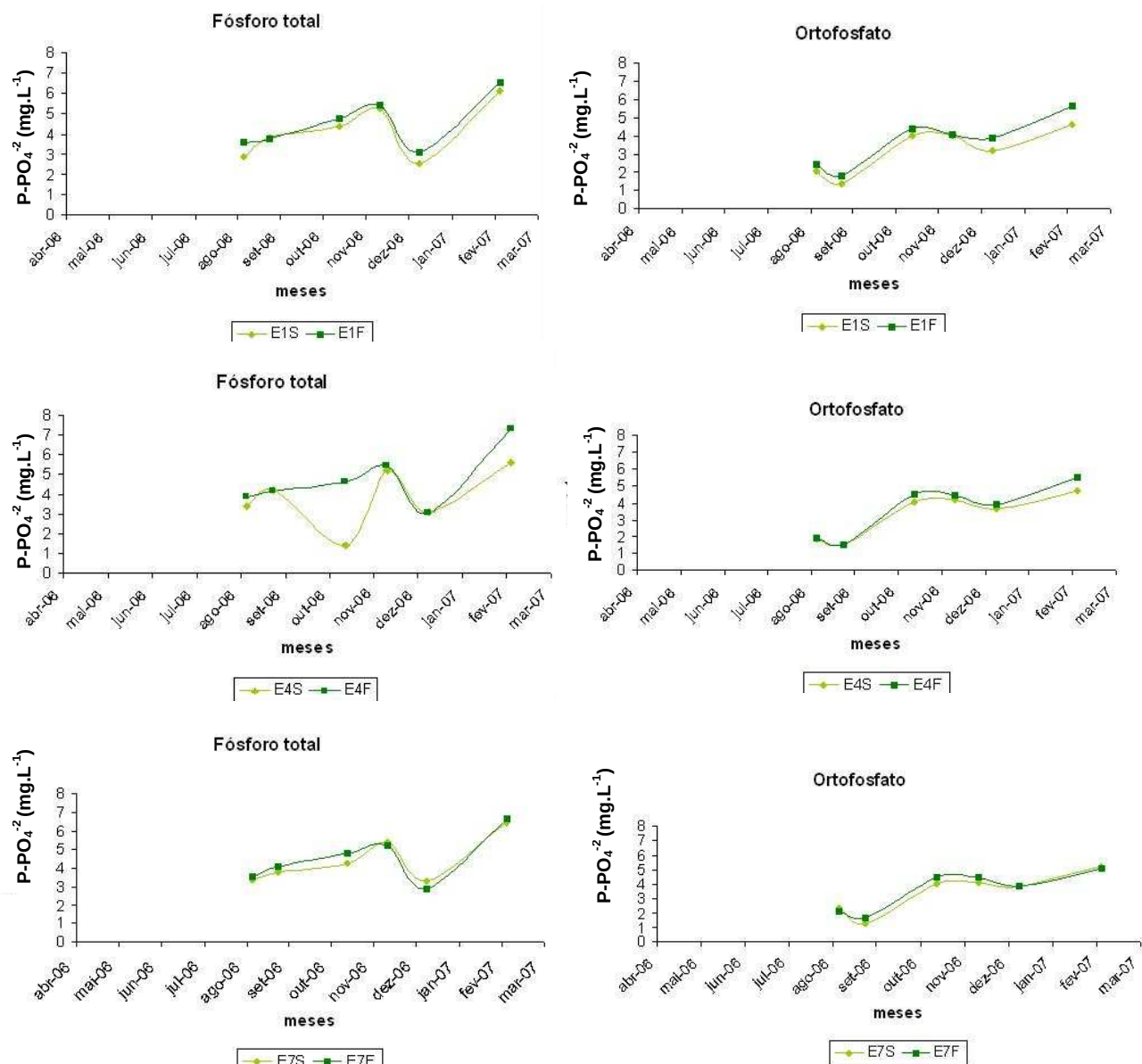


Figura 20 - Gráficos comparando as concentrações de fósforo total e ortofosfato nas amostras de fundo e de superfície.

Nota: E1 = estação situada a 17 m da entrada; E4 = estação situada a 51 m da entrada e E7 = estação situada a 85 m da entrada e 17 m da saída; S=superfície e F=fundo.

O parâmetro fósforo total aparece na CP1 X CP4 (Figura 21) associados às espécies *Sphaerocystis* sp, *C.acicularis*, *C.turgidus*, *Synura* sp, *P.tortus*, *Radiococcus* sp. Tanto na CP2 como na CP3 (Figura 15 e 18), a presença da espécie *C.turgidus* está associada diretamente com o íon amônia e inversamente com as concentrações de ortofosfato. A presença deste nutriente está intimamente ligada com a ocorrência da espécie *Phacus* sp3.

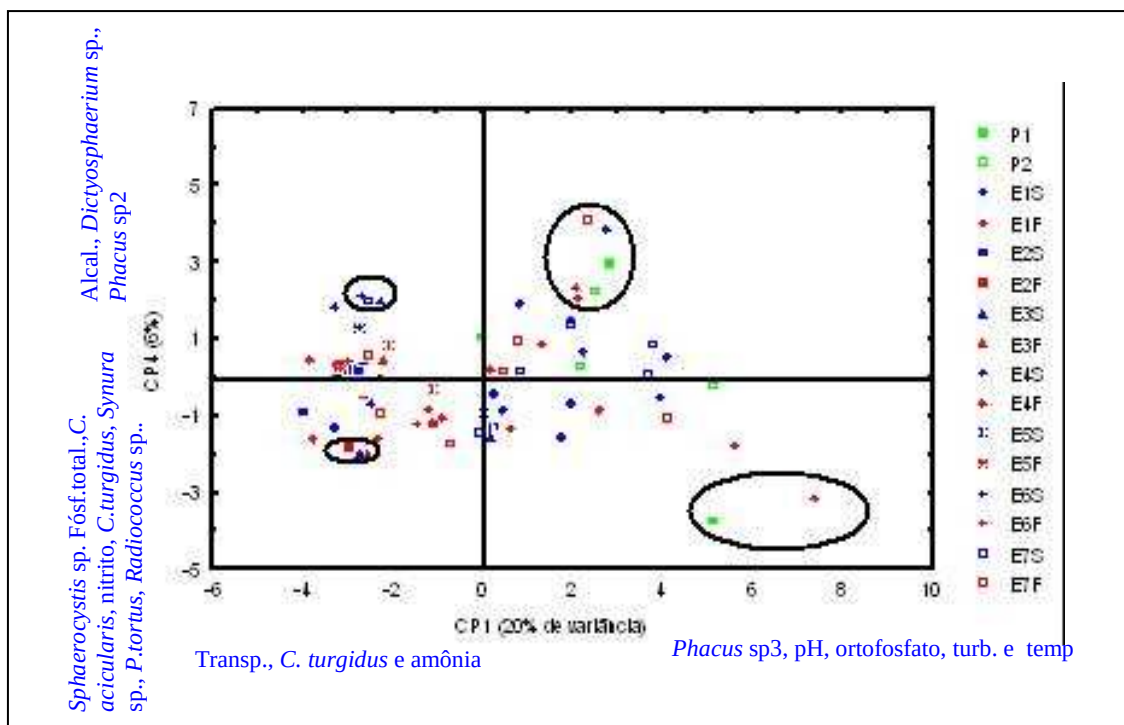


Figura 21: Gráfico da CP1 X CP4.

Coliformes termotolerantes

Segundo von Sperling (2003), a fotossíntese é o principal mecanismo de elevação de pH em lagoas de estabilização. Valores de pH acima de 8,5 tornam o ambiente inóspito aos microorganismos patogênicos

Davies-Colley et al. (2003), afirma que um importante fator de decaimento de patógenos em lagoas de estabilização ocorre por inativação celular pela presença de luz (foto-oxidação). A luz solar é absorvida por substâncias químicas (sensibilizadores), as quais são excitadas e reagem com o oxigênio, formando elementos reativos como o oxigênio elementar, superóxido, peróxido de hidrogênio e o radical hidroxila, que danificam a membrana celular e até mesmo o DNA do microorganismo

Oufdou et al (2000) estudaram a relação entre cianobactérias (*Synechocystis* sp. e *Pseudoanabaena*), bactérias heterotróficas (degradadoras de matéria orgânica) e bactérias patogênicas (*E.coli* e *Salmonella*) e concluíram que a presença de florações de cianobactérias

estimulavam o crescimento das bactérias heterotróficas, através da relação simbiótica “alga-bactéria”. Por sua vez, o crescimento exacerbado de bactérias heterotróficas reduzia as concentrações das bactérias patogênicas por competição.

O clima de ETE Petrolândia, com elevadas temperaturas durante a maior parte do ano, torna possível, do ponto de vista teórico, os três fenômenos apresentados pelos autores supracitados: elevados valores de pH, radiação solar e competição. Todavia, a eficiência na remoção de coliformes termotolerantes nesta lagoa foi baixa (89,8%). A eficiência apresentada ficou bem abaixo das estimativas típicas de lagoas de maturação (99,9 a 99,9999%) e pouco abaixo da faixa mínima estimada para lagoas facultativas (90 a 99%), segundo von Sperling et al. (2003). Contudo, os valores médios de NMP/100 mL encontrados no efluente ($4,8 \times 10^3$) são menores do que os valores médios previstos no projeto da estação ($4,16 \times 10^5$), atende as normas estaduais para lançamento em rio de classe II (máximo de 10^5) e, entre as três coletas verificadas, uma atende a legislação federal, CONAMA 357/05 (máximo de 10^3).

6 CONCLUSÕES

A lagoa de maturação estudada se comporta como facultativa, apresentando concentrações elevadas de oxigênio dissolvido na superfície (10 a 28 mg.L⁻¹) e reduzidas no fundo (0,14 a 0,62 mg.L⁻¹). Este fato foi atribuído principalmente às numerosas florações que ocorrem na superfície da lagoa. As florações contribuem para o aumento do número de partículas em suspensão e impedem a penetração dos raios solares em toda a coluna d'água, desta forma, impede que a fotossíntese ocorra na região de fundo tornando-a anaeróbia.

A eficiência de remoção de DQO apresentada pela lagoa estudada foi baixa (71%), comparada aos valores estimados para lagoas facultativas (75 a 85%). Este fator foi atribuído ao TDH da lagoa que é de 2,14 dias quando o mínimo recomendado é de 3 dias. As concentrações de DBO (estimada) no efluente estiveram acima dos valores estabelecidos pela CONAMA 357/05 e pelos padrões estaduais menos restritivos (<30 mg.L⁻¹). Para DQO, os valores observados também estiveram acima dos estabelecidos pelo órgão ambiental estadual (<60 mg.L⁻¹).

Em relação aos coliformes termotolerantes, a eficiência de remoção ficou abaixo da faixa mínima estimada para lagoas facultativas (90 a 99%), fato também atribuído ao TDH muito baixo da lagoa (2,14 dias). Contudo, os valores médios em NMP/100 mL encontrados no efluente ($4,8 \times 10^3$) são menores do que os valores médios previstos no projeto da estação ($4,16 \times 10^5$) e atendem as normas estaduais para lançamento em rio de classe II (máximo: 10^5) e, por vezes, alcançou os padrões mais restritivos (10^3) estabelecidos pela CONAMA 357/05.

Em relação a nutrientes, os valores médios de amônia encontrados no efluente (15,7 mg.L⁻¹) atendem ao padrão estabelecido pela CONAMA 357/05 (<20 mg.L⁻¹), já as concentrações médias de fósforo total (4,9 mg.L⁻¹) estiveram bem acima dos valores estabelecidos (máximo de 0,030 mg.L⁻¹).

A ocorrência de cianobactéria potencialmente produtoras de toxinas (*Aphanocapsa* sp, *Microcystis aeruginosa* e *Oscillatoria* sp.), caracteriza as lagoas de estabilização como fontes potenciais de contaminação de corpos hídricos por cianotoxinas.

A frequência de ocorrência dos táxons, embora sendo uma ferramenta simples para estimativa de táxons de um ambiente, não permite maiores conclusões a respeito da ecologia do fitoplâncton em um ecossistema, fato que dificultou a correlação com aos fatores ambientais.

O sistema de tratamento de esgotos domésticos por lagoas de estabilização, no sertão nordestino, atende em parte à finalidade a que se destina como: baixo custo para aquisição de área, de implantação e manutenção do sistema, mão-de-obra não especializada para operação e condições climáticas favoráveis. O sistema de tratamento estudado atende a boa parte das determinações estabelecidas pela legislação pertinente (turbidez, pH, temperatura, OD, nitrogênio amoniacal e coliformes termotolerantes), todavia, parâmetros importantes como fósforo, DQO e nitrogênio total, precisam de um tratamento adicional para que suas concentrações sejam reduzidas.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANA, 2007. **Atlas Nordeste: abastecimento urbano de água**. Disponível em: <http://parnaiba.ana.gov.br/atlas_nordeste/nw_navegacao_avancada.htm> Acesso em: 10 de maio de 2007.

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

ANAGNOSTIDIS, K. & KOLMÁREK, J. **Modern approach to the classification system of Cyanophyta, 3: Oscillatoriales**. Algol. Studies, 80, 1988. p. 327-472.

APHA; AWWA; WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20th editon. Washington: APHA; AWWA; WPFC. 1998.

AZEVEDO, S.M.F.O. et al. **Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru- Brazil**. Toxicology, 2002. p.441-446.

AZEVEDO, S.M.F.O. **Toxic cyanobacteria and the Caruaru tragedy**. Proc. IV symp.Brazilian Soc. Toxicol, 1996. p. 83.

BICUDO, C.E.M et al. **Dinâmica de populações fitoplanctônicas em ambiente eutrofizado: O Lago das Garças, São Paulo**. In: HENRY, R. (ed). Ecologia de reservatórios: estrutura, funções e aspectos sociais. Botucatu: Fapesp/Fundbio. 1999.cap.15.

BOURRELY, P. **Les algues d'eau douce. Initiation à La Systématique**. Tome III: Les Algues bleues et rouges. Lês Eugléniens, Peridiniens et Cryptomonadines. Ed. Boubée & Cia, Paris, 1970.

BRANCO, S.M. **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 1978.

BRASIL, Ministério da saúde. Resolução CONAMA. Portaria N° 357, de março 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.

BRASIL, Ministério da Saúde. **Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano.** Brasília: Fundação Nacional de saúde, 2003.

BRASIL, Ministério da saúde. Portaria 518 de 25 de março de 2004: **Procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.** Brasília.

CALIJURI, M.C et al. **Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais.** São Carlos: RiMa, 2006.

CAVALCANTI, P.F.F. et al. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por lagoa de polimento.** In: CHERNICHARO, C.A.L (coordenador). Pós-tratamento de reatores anaeróbios. Belo Horizonte: PROSAB, 2001. cap 3.

CEBALLOS, B.S.O et al. **Influência da biomassa algal nas flutuações da qualidade da coluna de água e do efluente final no ciclo diário de uma lagoa facultativa primária.** In: XIX CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. ABES, Anais..1997.

CETESB, 1978. **Determinação do Zooplâncton: métodos qualitativos e quantitativos. Normalização técnica,** São Paulo: CETESB, 1978, L 301.

CHERNICHARO, C.A.L. **Reatores aneróbios:** princípios de tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 1997. 137 p.

DAVIES-COLLEY, R.J. et al. **Inactivation of faecal indicator microorganisms in waste stabilization ponds: interactions of environmental factors with sunlight.** Water Science and Technology, 1999. v.33, n.5, p.1220-1230.

DAVIES-COLLEY, R.J. et al.. **Desinfection in a pilot-scale “advanced” pond system (APS) for domestic sewage treatment in New Zealand.** In: Waste Stabilization Ponds: Pond Technology for the millennium. Water Science and Technology, Great Britain: IWA Publishing, 2003 .v.48, n.2, p.81-87.

D’CASTRO FILHO, F.J. **Pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio em lagoa de polimento** (dissertação de mestrado). Recife: UFPE/Departamento de Engenharia Civil, 2005.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de Limnologia.** Rio de Janeiro: Interciência, 1998. p. 378-379.

FALCO, P.B. **Estrutura da comunidade microbiana (algas e bactérias) em um sistema de lagoas de estabilização em duas escalas temporais: nictimeral e sazonal** (tese de doutorado). São Carlos: USP/ Escola de Engenharia de São Carlos, 2005.

GONÇALVES, R. F. et al. **Cyanobacteria occurrence in facultative stabilization pond effluents.** In: 6TH IWA INTERNATIONAL CONFERENCE WSP, 2004, Avignon - França. 6th IWA International Conference WSP, 2004.

GRANADO, D.C. **Variações nictemerais e sazonais na estrutura da comunidade fitoplanctônica num sistema de lagoas de estabilização (Novo Horizonte, SP)** (dissertação de mestrado). São Carlos: USP/ Escola de Engenharia de São Carlos, 2004.

JOHN, D. M. et al.. **The freshwater algal flora of the British. An identification guide to freshwater and terrestrial algae,** Cambridge, 2002. p.697.

JORDÃO, E.P.; PESSOA, C.A. **Tratamento de esgotos domésticos.** Rio de Janeiro: ABES, 1995.cap 17.

KELLNER, E.; PIRES, E.C. **Lagoas de estabilização: projeto e operação**. Rio de Janeiro: ABES, 1998. cap 1 e 2.

KOMÁREK, J. ; ANAGNOSTIDIS, K. **Modern approach to the classification system of Cyanophytes, 2: Chroococcales**. Archiv für Hydrobiologie, Suppl. 73, Algol. Studies, 43: 157-226, 1986.

MARA, D.D.; PEARSON, H. **Desing manual for waste stabilization ponds in Mediterraneam Countries**. Egland: Lagoon Technology Internacional Ltd., 1998.p. 113.

MASSERET, E. et al. **Effects of a waste stabilization lagoon discharge on bacterial and phytoplanktonic communities of a stream**, 2000. Water Environment Research. V.72, n.3, p. 285-294.

MOITA NETO, J. M.; MOITA, G. C. Uma introdução à análise exploratória de dados multivariados. **Revista Química Nova**, 1998. v. 21, n. 4, p. 467-469.

NETO, J.M.A. **Lagoas de estabilização**. São Paulo: CETESB,1975. 155 p.

OUFDOU, K. et al. **Relationships between bacteria and cyanobacteria in the Marrakech stabilization ponds**. Water Science and Technology, 2000. V.42, n.10-11, 171-178 p.

LOUDRA, B. et al. **Harmful cyanobacterial toxic blooms in waste stabilization ponds**. Water Science and Technology, 2000. V.4, n.10-11, 179-186 p.

PIVELI, R.P.; KATO, M.T. **Qualidade da água e poluição: aspectos físico-químicos**. São Paulo:ABES, 2005. 204 p.

PERAZZO, G.M et al. **Perfil do Saneamento em 29 municípios da área de Xingó**. Recife: UFPE/ Departamento de Engenharia Civil, 2002.

POURIA, S. et al. **Fatal Microcystin intoxication in hemodiálisis unit in Caruaru, Brasil**. The Lancet, 1998. vol.352, 21-26 p.

REYNOLDS, C.S. **Phytoplankton periodicity: the interactions of form, function and environmental variability**. Freshwater Biology, 1984. v.14, n.2, p.111-142.

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

SENA, M. M. et al. **Avaliação do uso de métodos quimiométricos em análise de solos**. Química Nova, 2000. v. 23, n. 4, p. 547 – 556, jul./ago..

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**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Departamento de Engenharia Civil - Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 2001. 249 p.

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

VASCONCELOS, V.M.; PEREIRA, E. **Cyanobacteria diversity and toxicity in a wastewater treatment plant (Portugal)**. Water Science and Technology, 2001. v.35, n.5, p.1354-1357.

VALERO, M.A.C.; MARA, D.D. **Nitrogen removal via ammonia volatilization**. Water Science and Technology, 2007. v.55, n.11, 87-92 p.

von SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: lagoas de estabilização**. Minas Gerais: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 1996. Vol.3. cap. 2, 3 e 6.

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.

YUAN, M. et al. **Microcystin analysis in human sera and liver from human fatalities in Caruaru, Brazil 1996**. *Toxicon*, 2006.V.48, P.627-640.

WHER, J. D.; SHEATH, R. G., **Freshwater algae of North America. Ecology and Classification**. 2003. Academic Press, 897 p.

ZANDONADE, E. et al. **Cianobactérias e cianotoxinas em lagoas de estabilização facultativas**. In: V SEMINÁRIO ESTADUAL SOBRE SANEAMENTO E MEIO AMBIENTE. 2003. Anais..

**ANEXO A - TABELAS MENSAIS DAS FREQUÊNCIAS
DE OCORRÊNCIA DOS TÁXONS**

RECIFE
2008

TABELA 1: Frequência de ocorrência dos táxons na coleta de Maio/2006.

	E1S	E1F	E2S	E2F	E3S	E3F	E4S	E4F	E5S	E5F	E6S	E6F	E7S	E7F	Fo
<i>Oscillatoria</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	MF
<i>Microcystis aeruginosa</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	A
<i>Merismopedia tenuissima</i>	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	x	-	P
<i>Chroococcus turgidus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	MF
<i>Aphanocapsa</i> sp	x	-	x	-	-	-	-	x	x	x	x	x	x	-	F
<i>Radiococcus</i> sp.	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	P
<i>Sphaerocystis</i> sp	x	x	x	x	x	x	-	x	-	-	-	-	-	-	F
<i>Dictyosphaerium</i> sp	-	-	x	-	-	-	-	-	x	x	x	-	x	-	P
<i>Closteriopsis acicularis</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	MF
<i>Monoraphidium circinale</i>	-	-	x	x	-	x	x	x	x	x	-	x	x	x	MF
<i>Volvox</i> sp. cf.	-	-	-	-	-	-	x	x	x	x	x	x	x	x	F
<i>Euglena</i> sp	-	-	x	-	x	x	x	x	x	x	-	-	-	-	F
<i>Euglena acus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	A
<i>Lepocinclis</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	A
<i>Phacus orbiculares</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	A
<i>Phacus tortus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	A
<i>Phacus</i> sp1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	A
<i>Phacus</i> sp2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	A
<i>Phacus</i> sp3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	A
<i>Synura</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	A

TABELA 2: Frequência de ocorrência dos táxons na coleta de Agosto/2006.

	E1S	E1F	E2S	E2F	E3S	E3F	E4S	E4F	E5S	E5F	E6S	E6F	E7S	E7F	Fo
<i>Oscillatoria</i> sp.	-	x	x	x	x	x	x	x	-	-	-	x	x	-	F
<i>Microcystis aeruginosa</i>	-	x	x	x	-	x	-	x	x	x	-	x	-	-	F
<i>Merismopedia tenuissima</i>	x	-	-	x	-	x	-	x	-	-	-	x	x	x	F
<i>Chroococcus turgidus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	MF
<i>Aphanocapsa</i> sp	-	x	-	x	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	P
<i>Radiococcus</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	A
<i>Sphaerocystis</i> sp	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	P
<i>Dictyosphaerium</i> sp	x	x	x	x	x	-	x	x	x	x	x	x	x	-	MF
<i>Closteriopsis acicularis</i>	x	x	x	x	-	-	-	x	-	-	-	x	-	-	F
<i>Monoraphidium circinale</i>	-	x	-	x	-	x	x	x	-	x	-	x	-	x	F
<i>Volvox</i> sp. cf.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	A
<i>Euglena</i> sp	x	x	x	x	x	-	-	x	-	-	x	x	x	-	F
<i>Euglena acus</i>	x	-	-	x	-	-	-	x	x	-	-	x	x	x	F
<i>Lepocinclis</i> sp.	x	-	x	x	x	x	x	x	-	-	-	x	x	-	F
<i>Phacus orbiculares</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	E
<i>Phacus tortus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	A
<i>Phacus</i> sp1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	A
<i>Phacus</i> sp2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	A
<i>Phacus</i> sp3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	A
<i>Synura</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	A

TABELA 3: Frequência de ocorrência dos táxons na coleta de Setembro/2006.

	E1S	E1F	E2S	E2F	E3S	E3F	E4S	E4F	E5S	E5F	E6S	E6F	E7S	E7F	F0
<i>Oscillatoria</i> sp.	-	x	-	-	x	x	x	x	x	x	x	-	-	x	F
<i>Microcystis aeruginosa</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	A
<i>Merismopedia tenuissima</i>	-	x	x	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	P
<i>Chroococcus turgidus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	MF
<i>Aphanocapsa</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	A
<i>Radiococcus</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	A
<i>Sphaerocystis</i> sp	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	MF
<i>Dictyosphaerium</i> sp	x	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	P
<i>Closteriopsis aciculares</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	MF
<i>Monoraphidium circinale</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	E
<i>Volvox</i> sp. cf.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	A
<i>Euglena</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	P
<i>Euglena acus</i>	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	E
<i>Lepocinclis</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	E
<i>Phacus orbiculares</i>	-	-	-	-	-	-	-	x	-	x	x	x	x	x	P
<i>Phacus tortus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	A
<i>Phacus</i> sp1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	A
<i>Phacus</i> sp2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	A
<i>Phacus</i> sp3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	A
<i>Synura</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	A

TABELA 4: Frequência de ocorrência dos táxons na coleta de Outubro/2006.

	E1S	E1F	E4S	E4F	E7S	E7F	Fo
Cyanophyta							
<i>Oscillatoria</i> sp.	x	x	-	x	x	x	MF
<i>Microcystis aeruginosa</i>	x	x	-	-	-	-	P
<i>Merismopedia tenuissima</i>	-	-	-	-	-	x	E
<i>Chroococcus turgidus</i>	x	x	x	x	x	x	MF
<i>Aphanocapsa</i> sp	-	-	-	-	-	-	A
<i>Radiococcus</i> sp.	-	-	-	-	-	-	A
<i>Sphaerocystis</i> sp	x	x	-	-	-	-	P
<i>Dictyosphaerium</i> sp	-	-	-	-	-	-	A
<i>Closteriopsis acicularis</i>	x	x	-	x	x	x	MF
<i>Monoraphidium circinale</i>	-	x	-	x	x	x	F
<i>Volvox</i> sp. cf.	-	-	-	-	-	-	A
<i>Euglena</i> sp	-	-	-	-	-	-	A
<i>Euglena acus</i>	-	-	-	-	-	-	A
<i>Lepocinclis</i> sp.	-	-	-	-	-	-	A
<i>Phacus orbiculares</i>	x	-	-	-	-	-	E
<i>Phacus tortus</i>	-	-	-	-	-	-	A
<i>Phacus</i> sp1	-	-	-	-	-	-	A
<i>Phacus</i> sp2	-	-	-	-	-	-	A
<i>Phacus</i> sp3	-	-	-	-	-	-	A
<i>Synura</i> sp.	-	-	-	-	-	-	A

TABELA 5: Frequência de ocorrência dos táxons na coleta de Novembro/2006.

	P1	P2	E1S	E1F	E4S	E4F	E7S	E7F	Fo
<i>Oscillatoria</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	MF
<i>Microcystis aeruginosa</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	A
<i>Merismopedia tenuissima</i>	-	-	-	-	x	-	x	-	P
<i>Chroococcus turgidus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	A
<i>Aphanocapsa</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	A
<i>Radiococcus</i> sp.	-	x	-	-	-	-	-	-	PF
<i>Sphaerocystis</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	A
<i>Dictyosphaerium</i> sp	-	-	x	-	-	-	x	-	P
<i>Closteriopsis acicularis</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	MF
<i>Monoraphidium circinale</i>	-	-	-	x	-	x	-	-	P
<i>Volvox</i> sp. cf.	-	x	x	-	-	-	-	-	P
<i>Euglena</i> sp	-	x	-	-	-	-	-	x	P
<i>Euglena acus</i>	-	-	-	-	-	x	-	-	P
<i>Lepocinclis</i> sp.	-	-	-	x	-	-	-	-	P
<i>Phacus orbiculares</i>	-	x	-	x	-	x	-	x	F
<i>Phacus tortus</i>	-	-	-	-	-	x	-	-	P
<i>Phacus</i> sp1	-	-	-	-	-	-	-	-	A
<i>Phacus</i> sp2	x	-	-	-	-	-	-	-	P
<i>Phacus</i> sp3	-	-	-	-	-	-	-	-	A
<i>Synura</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	A

TABELA 6: Frequência de ocorrência dos táxons na coleta de Dezembro/2006.

	P1	P2	E1S	E1F	E4S	E4F	E7S	E7F	Fo
<i>Oscillatoria</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	MF
<i>Microcystis aeruginosa</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	A
<i>Merismopedia tenuissima</i>	-	-	x	-	-	-	x	x	P
<i>Chroococcus turgidus</i>	-	-	x	-	-	-	-	-	P
<i>Aphanocapsa</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	A
<i>Radiococcus</i> sp.	-	-	x	-	-	-	-	-	P
<i>Sphaerocystis</i> sp	-	-	x	-	-	-	-	-	P
<i>Dictyosphaerium</i> sp	-	x	-	-	x	x	-	x	F
<i>Closteriopsis aciculares</i>	-	x	x	-	x	x	x	x	MF
<i>Monoraphidium circinale</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	A
<i>Volvox</i> sp. cf.	-	-	-	-	-	-	-	-	A
<i>Euglena</i> sp	x	x	-	-	-	-	-	x	P
<i>Euglena acus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	A
<i>Lepocinclis</i> sp.	-	x	-	-	-	-	x	-	P
<i>Phacus orbiculares</i>	x	x	x	x	-	-	-	-	F
<i>Phacus tortus</i>	-	-	-	-	-	-	x	-	P
<i>Phacus</i> sp1	-	-	-	-	-	-	x	-	P
<i>Phacus</i> sp2	-	-	-	-	x	-	-	x	P
<i>Phacus</i> sp3	-	-	-	-	-	-	x	x	P
<i>Synura</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	A

TABELA 7: Frequência de ocorrência dos táxons na coleta de Fevereiro/2007.

	P1	P2	E1S	E1F	E4S	E4F	E7S	E7F	Fo
<i>Oscillatoria</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	MF
<i>Microcystis aeruginosa</i>	x	-	-	x	-	x	-	-	P
<i>Merismopedia tenuissima</i>	x	-	-	x	-	-	-	x	P
<i>Chroococcus turgidus</i>	x	-	-	-	-	-	-	x	P
<i>Aphanocapsa</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	A
<i>Radiococcus</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	A
<i>Sphaerocystis</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	A
<i>Dictyosphaerium</i> sp	x	-	-	-	x	-	x	-	P
<i>Closteriopsis aciculares</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	MF
<i>Monoraphidium circinale</i>	x	-	-	-	-	x	x	-	P
<i>Volvox</i> sp. cf.	-	x	x	-	x	-	x	x	F
<i>Euglena</i> sp	-	x	-	-	-	x	x	x	F
<i>Euglena acus</i>	x	x	-	x	-	x	-	x	F
<i>Lepocinclis</i> sp.	-	x	-	-	-	x	-	-	P
<i>Phacus orbiculares</i>	-	x	-	-	-	x	-	x	P
<i>Phacus tortus</i>	x	-	-	x	-	x	-	-	P
<i>Phacus</i> sp1	-	-	-	-	-	-	-	-	A
<i>Phacus</i> sp2	-	-	-	-	-	-	-	-	A
<i>Phacus</i> sp3	-	-	-	x	-	x	-	x	P
<i>Synura</i> sp.	x	-	-	-	-	x	-	-	P