

ADRIANA BARBOSA SALES DE MAGALHÃES

**TAXONOMIA, ESTRUTURA E DINÂMICA DO FITOPLÂNCTON E DO
ZOOPLÂNCTON EM UM SISTEMA PILOTO DE TRATAMENTO DE
ESGOTO SANITÁRIO EM LAGOAS DE POLIMENTO**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Botânica, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2011

**Ficha catalográfica preparada pela Seção de Catalogação e
Classificação da Biblioteca Central da UFV**

T

M188t
2011

Magalhães, Adriana Barbosa Sales de, 1971-
Taxonomia, estrutura e dinâmica do fitoplâncton e do
zooplâncton em um sistema piloto de tratamento de esgoto
sanitário em lagoas de polimento / Adriana Barbosa Sales de
Magalhães. – Viçosa, MG, 2011.
ix, 204f. : il. (algumas col.) ; 29cm.

Inclui anexos.

Orientador: Wagner Campos Otoni.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.

Inclui bibliografia.

1. Alga - Identificação. 2. Lagoas de estabilização.
3. Fitoplâncton. 4. Zooplâncton. 5. Águas residuais -
Purificação. 6. Água - Qualidade. 7. Esgotos. I. Universidade
Federal de Viçosa. II. Título.

CDD 22. ed. 579.8

ADRIANA BARBOSA SALES DE MAGALHÃES

**TAXONOMIA, ESTRUTURA E DINÂMICA DO FITOPLÂNCTON E DO
ZOOPLÂNCTON EM UM SISTEMA PILOTO DE TRATAMENTO DE
ESGOTO SANITÁRIO EM LAGOAS DE POLIMENTO**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Botânica, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

APROVADA: 18 de novembro de 2011.



Pesq. Carlos Eduardo de Mattos Bicudo



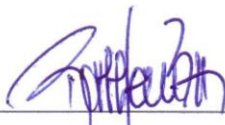
Pesq. Fernando Antônio Jardim



Prof. Antônio Galvão do Nascimento



Prof. Paulo Roberto Cecon



Prof. Rafael Kopschitz Xavier Bastos

(Presidente da Banca)

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho à Professora Rosane Aguiar (in memoriam), que apesar de não me acompanhar até a defesa, muito contribuiu com minha formação profissional, principalmente ao longo desses anos de convívio (Mestrado e Doutorado), onde foi muito mais que uma orientadora, um exemplo para mim e certamente para todos que tiveram o privilégio de conviver com ela. Garra, coragem, entusiasmo e determinação: esses são alguns adjetivos para descrever uma pessoa que jamais esquecerei e que serei eternamente grata pela oportunidade, pelos ensinamentos e por tudo que representa em minha vida. Lembrarei sempre de ti, Rosane, com muita alegria, porque não há outro vocábulo para defini-la que não sendo alegria e amor à vida. Ficaré a lembrança de você sorrindo... Como disse uma amiga: "Há pessoas que são naturalmente felizes... nasceram e são sempre assim! E a Rosane era uma dessas..."

*Aos meus pais José e Maria Vitória,
que também são responsáveis por
essa conquista. Me ensinaram a
lutar pelos meus sonhos com
persistência, amor e respeito ao
próximo.*

*Ao meu marido Marcos e aos meus
filhos Mariana e Arthur que são
meu esteio, que me fazem enxergar
o verdadeiro sentido da vida: o
AMOR.*

OFEREÇO

AGRADECIMENTOS

À Deus, pela presença constante que direciona a minha vida.

Aos meus pais José Guimarães Sales e Maria Vitória B. Sales, pelo exemplo de vida, pelo amor, e por me conduzirem a uma formação pautada pela humildade, respeito, princípios morais e honestidade; a minha gratidão é pequena, diante da grandeza do que eles fizeram por mim.

Ao meu marido Marcos, pessoa muito especial em minha vida. Por compartilhar comigo cada sonho, cada projeto de vida. Pelo amor expressado em gestos e palavras e por me fazer a cada dia, uma pessoa melhor.

Aos meus filhos Mariana e Arthur por me fazerem entender a imensidão do amor e por ser minha maior motivação em todos os projetos da minha vida.

Aos meus irmãos (Vitória, Hipólito, Poliana e Flaviana) que amo muito e que mesmo distantes, são presenças constantes em minha vida. Compartilhamos os desafios e torcemos juntos pelo sucesso de cada um.

À Universidade Federal de Viçosa e ao Programa de Pós-graduação em Botânica pela oportunidade da realização deste curso.

À Professora Rosane Aguiar (*in memoriam*), que apesar de ter partido tão cedo, deixou grandes ensinamentos. Obrigada Rosane! Pela confiança em mim depositada. Pela oportunidade de crescer com você, por compartilhar os momentos de alegria e também os de tristeza, ouvindo choros e lamentações. Por nos consolar, mesmo nos momentos em que, quem precisava de consolo era você e ainda assim, permanecia firme e forte. Obrigada pelos bons anos de convívio, por incentivar sempre um crescimento pessoal e profissional dos seus alunos, por partilhar conosco seus conhecimentos, sempre com muito entusiasmo principalmente, quando ao microscópio, observava uma cianobactéria: “vixe, mas tá lindinha!”. Jamais vamos esquecer do seu “Bom diaaaa!”

ao chegar no laboratório, toda no salto, sorrindo para todos que encontrava pelo caminho...

Ao professor Rafael Kopschitz X. Bastos pela orientação e pelo pontapé inicial na realização desse trabalho. Obrigada pela confiança e pela acolhida no momento que mais precisei.

Aos membros da banca examinadora, Professores Carlos Eduardo de M. Bicudo, Antônio Galvão do Nascimento, Paulo Roberto Cecon e o Pesquisador Fernando Jardim pelas contribuições e aprimoramento deste trabalho e pela atenção dispensada.

Aos funcionários do Departamento de Biologia Vegetal-UFV, em especial ao Ângelo e Rogério Gomide pela competência e compromisso que sempre demonstrou.

A todos os professores do Departamento de Biologia Vegetal-UFV, em especial ao Professor Wagner Otoni, que sempre disposto a ajudar e “descomplicar”, assinou esta tese como orientador para atender as questões burocráticas.

Aos amigos distantes, quer seja pela falta de tempo (José Martins) ou pela distância que nos separa (Grace, Elta, Kari...), pelas orações e palavras de incentivo.

Aos colegas e funcionários da Divisão de Água e Esgoto (ETA-UFV) pelo respeito e receptividade no laboratório.

Ao Endrik, pela companhia nas coletas, por me ajudar nas análises e interpretação dos dados e também, pelas várias vezes que puxou a rede de fitoplâncton, quando, durante a gravidez, a barriga já pesava.

À Emanoela e todos os demais estagiários que me ajudaram nos trabalhos de campo e de laboratório.

À Patrícia Cunha pelos risos e pela boa convivência, quando compartilhamos dos ensinamentos do professor Walter, toda quinta-feira.

Ao Professor Walter Okano, pelas horas dedicadas em partilhar seus conhecimentos na área do zooplâncton. Sempre com muita competência e humildade.

À amiga Vera Werner pela ajuda na identificação das cianobactérias, pela amizade e disponibilidade em ajudar.

Às Professoras Ina Nogueira (UFG), Valéria Fernandes (UFES) e Bárbara Medeiros (UCB), que mesmo distantes, estiveram sempre dispostas em ajudar, esclarecendo dúvidas, enviando artigos, fotos e textos, sempre com muita presteza e dedicação.

Aos amigos e colegas da UCP principalmente àqueles que compartilharam da mesma orientadora e dos momentos de descontração, onde rimos e nos divertimos muito com “aquelas” brincadeiras. Débora, Renan, Albert, Claudinéia, Maione, Mariana, Jimmy, Michele... Algumas vezes fizemos Rosane sorrir: aniversário surpresa, presentes inusitados no amigo oculto (aquela caixa de chocolate de Renan... e os enfeites! Rsss....), churrascos, cuzcuz de tapioca, carne do sol, enfim... guardaremos para sempre esses bons momentos...

Ao ilustrador botânico Reinaldo Pinto pela arte das ilustrações, feitas com dedicação e compromisso.

Às minhas queridas amigas Emília e Gínia (irmãs do coração), que nos momentos de desânimo estiveram comigo. Pelos cafés, chocolates com mensagens e orações, incentivando-me a continuar o caminho.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais – FAPEMIG , pelo apoio financeiro.

A todos aqueles que contribuíram de alguma forma para a realização deste sonho...

MUITO OBRIGADA!!!

BIOGRAFIA

ADRIANA BARBOSA SALES DE MAGALHÃES, filha de José Guimarães Salles e Maria Vitória Barbosa Salles, nasceu a 29 de novembro de 1971, em Ilhéus, Estado da Bahia.

Fez o curso de Biologia, em Ilhéus – BA, na Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC), concluindo-o em dezembro de 1995.

Em março de 2005, iniciou o Mestrado em Botânica, na área de concentração em Estresses Abióticos em Plantas e Monitoramento de Impactos Ambientais, na Universidade Federal de Viçosa, em Viçosa, MG, concluindo-o em março de 2007.

Em março deste mesmo ano iniciou o Doutorado em Botânica, na área de concentração em Estresses Abióticos em Plantas e Monitoramento de Impactos Ambientais, na Universidade Federal de Viçosa, em Viçosa, MG, concluindo-o em novembro de 2011.

LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

A	Abundante
ACP	Análise de componentes principais
ALC	Alcalinidade
BF	Biofilmes aerados submersos
CHL	Chlorophyceae
CYA	Cyanophyceae
CLOR-A	Clorofila <i>a</i>
COPASA	Companhia de Saneamento de Minas Gerais
CRY	Cryptophyceae
CP	Caixa de passagem
DBO ₅	Demanda biológica de oxigênio
DQO	Demanda química de oxigênio
DEN	Densidade fitoplanctônica total
DBV	Departamento de Biologia Vegetal
DIN	Dinophyceae
DIVER	Diversidade
DAG	Divisão de Água e Esgotos
D	Dominante
EQUI	Equitabilidade
EUG	Euglenophyceae
PT	Fósforo total
L	Lagoa de polimento
ND	Não detectado
NT	Nitrogênio total Kjeldahl
OD	Oxigênio dissolvido
pH	Potencial de hidrogênio
PREC	Precipitação
UASB	<i>Upflow anaerobic sludge blanket digestion</i> (Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente)
RV	Regulador de vazão
RIQ	Riqueza
SS	Sólidos em suspensão
SST	Sólidos Suspensos Totais
TAS	Taxa de aplicação superficial
TC	Táxon constante
TDH	Tempo de detenção hidráulica
TEMP	Temperatura
UCP	Unidade de Crescimento de Plantas
UFMG	Universidade Federal de Minas Gerais
UFV	Universidade Federal de Viçosa
ZYG	Zignemaphyceae

SUMÁRIO

LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS	viii
RESUMO	xi
ABSTRACT	xiii
APRESENTAÇÃO.....	xv
1. INTRODUÇÃO GERAL	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	3
2.2.1 Lagoas anaeróbias.....	5
2.2.2 Lagoas facultativas	6
2.2.3 Lagoas de Polimento	8
2.2.4 Lagoas de Maturação.....	9
2.2.5 Fitoplâncton em Lagoas de Estabilização	10
5. REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA.....	21
CAPÍTULO 1	27
ESTUDO TAXONÔMICO DO FITOPLÂNCTON EM UM SISTEMA PILOTO DE TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO EM LAGOAS DE POLIMENTO	27
RESUMO	28
ABSTRACT	29
1. INTRODUÇÃO.....	30
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	33
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	36
4. CONSIDERAÇÕES FINAIS	70
5. REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA.....	73
CAPÍTULO 2	78
ESTRUTURA DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA EM UM SISTEMA PILOTO DE TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO EM LAGOAS DE POLIMENTO.....	78
RESUMO	79
ABSTRACT	80
1. INTRODUÇÃO.....	81
2. MATERIAL E MÉTODO	83
2.1 Área de estudo	83
2.1 Amostragem e análise dos dados.....	84
3. RESULTADOS	87
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	125
7. REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA.....	127
CAPÍTULO 3	134

QUALIDADE DA ÁGUA E DINÂMICA DA COMUNIDADE PLANCTÔNICA EM UM SISTEMA PILOTO DE TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO EM LAGOAS DE POLIMENTO	134
RESUMO	135
1. INTRODUÇÃO.....	137
2. OBJETIVOS	138
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	139
3.1. Área de estudo	139
3.2. Amostragem e análise dos dados.....	140
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	143
4.1 Variáveis climáticas.....	143
4.2 Variáveis físicas e químicas da água	144
4.2.1 Transparência da água e zona eufótica	144
4.2.2 Temperatura, OD e pH	145
4.2.3 Alcalinidade.....	151
4.2.4 Sólidos Suspensos Totais (SST).....	153
4.2.5 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO ₅).....	155
4.2.6 Demanda química de oxigênio (DQO).....	156
4.2.3 Compostos nitrogenados.....	158
4.2.4 Fósforo total e ortofosfato	164
4.3 Resultados estatísticos da Análise de componentes principais (ACP).....	166
4.4 Variáveis biológicas	168
4.4.1 Clorofila <i>a</i>	168
4.4.2 Comunidade fitoplanctônica.....	170
4.3.3 Comunidade zooplanctônica.....	178
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	186
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	187
ANEXO	194
Correlações de Pearson das variáveis bióticas e abióticas	194

RESUMO

MAGALHÃES, Adriana Barbosa Sales de, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, Novembro de 2011. **Taxonomia, estrutura e dinâmica do fitoplâncton e do zooplâncton em um sistema piloto de tratamento de esgoto sanitário em lagoas de polimento.** Orientador: Wagner Campos Otoni.

Apesar da importância das microalgas e cianobactérias no tratamento de esgotos por lagoas de estabilização, são poucas as referências de levantamentos taxonômicos nesses ambientes. O presente trabalho teve como objetivos o estudo taxonômico das microalgas e cianobactérias em um sistema piloto de tratamento de esgoto sanitário, avaliar a estrutura da comunidade e o funcionamento do sistema, com ênfase na comunidade planctônica. O sistema é composto por um conjunto reator UASB + biofiltro aerado submerso (escala real), seguido de uma série de quatro lagoas de polimento (escala piloto). O estudo baseou-se em análise de amostras coletadas nas lagoas de polimento, no período de fevereiro de 2009 a junho de 2010. As amostras foram coletadas com rede de plâncton (abertura de malha de 20 µm) em seguida foram subdivididas em duas, sendo uma fixada com formol 4% e outra mantida viva para observação das características morfológicas indispensáveis à identificação. As análises foram feitas em microscópio óptico e os táxons identificados foram descritos, incluindo as características morfológicas e métricas disponíveis, seja da vida vegetativa seja da reprodutiva, as quais foram observadas, sempre que possível, em populações-amostra. Para o enquadramento taxonômico, foram utilizadas chaves de identificação disponíveis em artigos e livros especializados. A comunidade foi avaliada através de seus principais atributos: espécies abundantes e dominantes, diversidade, equitabilidade, riqueza de táxons e densidade populacional. As amostras para análise do zooplâncton foram coletadas com auxílio de rede de plâncton com abertura de malha de 68µm, sendo acondicionadas em recipientes de vidro e preservadas com formol a 4%. Para a análise taxonômica e a quantificação dos organismos, utilizou-se um microscópio estereoscópico e microscópio óptico com aumento de até 1000 vezes. A análise taxonômica foi feita a nível de grandes grupos, com uso de literaturas específicas para cada grupo. Foram analisadas as seguintes variáveis: transparência, temperatura, oxigênio dissolvido (OD), pH, alcalinidade, demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total Kjeldahl (NT), nitrogênio amoniacal (NH₃), nitrato (N-NO₃), fósforo total (PT), ortofosfato (PO₃) sólidos suspensos totais (SST) e clorofila *a*, além da precipitação pluviométrica e da temperatura do ar. Foram identificados 103 táxons distribuídos em 7 classes: Cyanophyceae (18), Chlorophyceae (53), Zygnemaphyceae (2), Euglenophyceae (21), Dinophyceae (1), Chrysophyceae (2) e Cryptophyceae (6). A lagoa 3 (L3) apresentou o maior número de táxons (91), seguido da L2 (87), L4 (81) e L1 (73). Os gêneros *Scenedesmus* (Chlorophyceae) e *Euglena* (Euglenophyceae) foram os mais representativos, com o maior número de espécies (9 cada). Nas quatro lagoas amostradas, a classe Chlorophyceae apresentou o maior número de espécies abundantes

(27), sendo a espécie *Chlorella vulgaris* abundante em 50% do total de amostras. Na classe Euglenophyceae, houve uma tendência de decréscimo da densidade da L1 em direção a L4. As espécies *Menoidium gracile* e *Phacus dangeardii* foram abundantes em todas as lagoas. Quanto à dominância, foram registrados organismos dominantes apenas nas classes Cyanophyceae (1) e Chlorophyceae (5). Na classe Cyanophyceae, apenas a espécie *Aphanocapsa delicatissima* e na classe Chlorophyceae a espécie *Chlorella vulgaris* dominou em praticamente todo o período de estudo com maior incidência na L1. Além de *Chlorella vulgaris*, foram registradas outras espécies dominantes, todas do gênero *Scenedesmus* (*Scenedesmus ellipticus*, *Scenedesmus dimorphus*, *Scenedesmus acuminatus* e *Scenedesmus acutus*). A diversidade aumentou da L1 em direção a L2 e foi observado que as maiores diversidades registradas no período coincidiram com a menor dominância e vice versa. O zooplâncton esteve representado por Rotíferos, Copépoda e Cladóceras, sendo encontrados em baixa densidade variando de 604 org L⁻¹ na L4 a 2.509 org L⁻¹ na L2. A elevada concentração de microalgas e cianobactérias foi responsável pelo aumento da concentração de SST. Ao longo do período de estudo verificou-se eficiência na redução da DBO, NT, NH₃ e clorofila *a*. No entanto, as remoções de DQO, PT, NO₃ e ortofosfato não se mostraram acentuadas.

ABSTRACT

MAGALHÃES, Adriana Barbosa Sales de, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, November 2011. **Taxonomy, structure and dynamics of phytoplankton and zooplankton in a pilot sewage treatment plant of stabilization ponds.** Adviser: Wagner Campos Otoni.

Even though the microalgae and cyanobacteria has been proven as an important part of the sewage treatment, there are few available studies about taxonomy of those organisms in sewage treatment plants. The purpose of the current study is to provide the taxonomic information of the phytoplankton in a pilot sewage treatment plant, to evaluate the phytoplankton community structure and the effectiveness of a sewage treatment system focusing the phytoplankton community. The system is a set of reactor UASB + biofilter aerated and submerged (in real scale), followed by four sequential pounds (pilot scale). The study were developed using analytical data of samples from four sequential pounds between February and June of 2009. The samples were collected with plankton net (pore size 20 μm) and divided into two samples. The former subdivided sample were treated with formaldehyde 4% and the other part of the sample were kept alive to further observation of the morphological characteristics, because of essential role to its identification. The analysis were performed in optical microscope and the taxa were identified and described including morphological and metrical parameters of vegetative and reproductive life of the population sampled. Those analysis have provided information about the morphological and metric variation of the each unit evaluated. We have used identification keys available in specialized papers and books to achieve the taxonomic classification. The phytoplankton community were analyzed by its main attributes: abundant and dominant species, diversity, species evenness, number of taxa and population density. The samples for analysis zooplankton were collected with plankton net (pore size 68 μm) and packed in glass containers and preserved in formaldehyde 4%. For taxonomic analysis and quantification of organisms used a light microscope and a stereoscopic microscope with increased up to 1000 times. Taxonomic analysis was done at the level of large groups, with the use of literature specific to each group. We have analyzed the following parameters: visibility, temperature, dissolved oxygen, pH, alkalinity, biochemical oxygen demand (BOD), chemical oxygen demand (COD), total nitrogen Kjeldahl (TN), ammoniacal nitrogen, nitrate (NO_3), total phosphate (TP), orthophosphate, total suspense solids (TSS), chlorophyll *a*, precipitation and air temperature. We have registered 103 taxa among seven classes: Chlorophyceae (53), Euglenophyceae (21), Cyanobacteria (18), Cryptophyceae (6), Zygnemaphyceae (2), Chrysophyceae (2) and Dinophyceae (1). Based in qualitative paramers the predominat class were Chlorophyceae, followed by Euglenophyceae, Cyanophyceae and Cryptophyceae. The classes Zygnemaphyceae, Dinophyceae and Chrysophyceae were not well disseminated. The L3 has achieved large phytoplankton composition with 91 identified taxa, followed by L2 (87), L4 (81) and L1 (73). In the four pounds evaluated,

the class Chlorophyceae presented the large number of species (27), with the specie *Chlorella vulgaris* representing 50% of the samples. In the class Euglenophyceae there was a decrease in the density from the L1 to L4. The species *Menoidium gracile* and *Phacus dangeardii* were found in large amounts in all of the pounds. As for dominance, we have registered dominant organisms only in the classes Cyanophyceae (1) and Chlorophyceae (5). In the class Cyanophyceae only the specie *Aphanocapsa delicatissima* and in the class Chlorophyceae the specie *Chlorella vulgaris* has dominate almost all the evaluated time with bigger impact in the L1. Other than *Chlorella vulgaris*, all species evaluated of the genus *Scenedesmus* (*Scenedesmus ellipticus*, *Scenedesmus dimorphus*, *Scenedesmus acuminatus* e *Scenedesmus acutus*) were dominants. The diversity increased from the L1 in direction to L2 and we have seen more diversity when less dominance were present and vice versa. The zooplankton were represented by Rotifers, Copepod and Cladocera in low density, from 604 org L⁻¹ in the L4 to 2.509 org L⁻¹ in the L2. Along the evaluated time we could see efficiency on the decrease of BOD, TN, NH₃ and chlorophyll *a*. However, there were no significant decrease of the COD, TP, NO₃ and orthophosphate contents.

APRESENTAÇÃO

O presente trabalho de pesquisa intitulado “Taxonomia, estrutura e dinâmica do fitoplâncton e zooplâncton em um sistema piloto de tratamento de esgoto sanitário em lagoas de polimento” foi desenvolvido no Programa de Pós-Graduação em Botânica da Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais, sob a orientação da Prof^a. Rosane Aguiar (*in memoriam*) e co-orientação do Prof. Rafael Kopschitz Xavier Bastos.

O trabalho está apresentado em forma de capítulos com o objetivo de prévia preparação para publicação em formato de artigo científico.

O Capítulo 1 intitulado “Estudo taxonômico do fitoplâncton em um sistema piloto de tratamento de esgoto sanitário em lagoas de polimento” consta uma lista dos táxons encontrados no sistema de tratamento de esgoto, com as respectivas descrições contendo características diacríticas, dimensões e pranchas com ilustrações para facilitar a identificação. Esse estudo teve como objetivo, fornecer subsídios para a correta identificação dos organismos fitoplanctônicos encontrados em lagoas de estabilização, já que na maioria dos trabalhos realizados com a comunidade fitoplanctônica nesses ambientes, o estudo está restrito a estimativa da concentração e clorofila *a* e raros os que contêm o estudo taxonômico das espécies.

O Capítulo 2 apresenta uma descrição da “Estrutura da comunidade fitoplanctônica em um sistema piloto de tratamento de esgoto sanitário em lagoas de polimento”. A estrutura da comunidade fitoplanctônica foi analisada nas quatro lagoas, com o objetivo de conhecer as alterações que ocorrem na comunidade ao longo do tratamento na série de lagoas. As flutuações temporais e espaciais na composição e biomassa algal podem ser indicadores eficientes das alterações naturais ou antrópicas nos ecossistemas aquáticos.

No Capítulo 3 “Dinâmica da comunidade planctônica e sua relação com as variáveis físicas, químicas e biológicas da água em um sistema piloto de tratamento de esgoto sanitário em lagoas de polimento”, foram analisadas as características físicas, químicas, físico-químicas e biológicas da água ao longo da série de lagoas, com o objetivo de avaliar a eficiência do sistema de tratamento.

1. INTRODUÇÃO GERAL

As ações antrópicas causam drásticas modificações nos ambientes aquáticos, especialmente devido às diferentes formas de poluição, provenientes de efluentes domésticos e industriais. Nesse contexto, fica evidente a necessidade de eliminar ou minimizar os impactos decorrentes dessa poluição, o que pode ser alcançado por meio do tratamento de águas residuárias. Dentre as alternativas para o tratamento, as lagoas de estabilização têm alcançado enorme popularidade em diversas partes do mundo, particularmente em regiões de clima tropical, em função de seu baixo custo de instalação, operação, manutenção e elevada eficiência de tratamento (Mara e Pearson, 1987), na qual a estabilização da matéria orgânica é realizada, principalmente, pela ação de microrganismos.

Desta forma, o conhecimento desses organismos e do papel que desempenham em cada etapa do tratamento, é indispensável ao estudo do funcionamento, além de contribuir para o melhor manejo do sistema. A diversidade e a predominância de organismos planctônicos em lagoas de estabilização dependem de uma série de fatores, tais como: temperatura, luz, oxigênio dissolvido (OD), nutrientes, predação, competição e o tempo de detenção hidráulica (TDH).

As microalgas se apresentam como um dos grupos mais diversificados entre os microrganismos presentes e, devido à produção de oxigênio, são responsáveis pela continuidade dos processos aeróbios; além disso, removem nutrientes como nitrogênio, fósforo e carbono para suprir suas necessidades nutricionais (SENN, 1979; PALMER, 1980; VOLTOLINA, 1998; MASSERET *et al.*, 2000).

O zooplâncton também constitui um importante componente da dinâmica de um ambiente aquático. Em lagoas de estabilização, os protozoários ciliados, freqüentemente, apresentam uma importante diversidade específica e altas densidades. A presença de rotíferos, cladóceros e copépodes contribuem para o processo de tratamento, pois ao se alimentarem de bactérias, protozoários e partículas orgânicas em suspensão, podem desta forma clarificar o efluente. Entretanto, quando em densidades elevadas, afetam o balanço de oxigênio, devido a herbivoria, pois diminui o número de algas e aumenta a demanda respiratória (ZULKIFLI, 1992).

Embora vitais ao processo de tratamento, as microalgas também podem causar problemas devido ao seu crescimento excessivo, ocasionando aumento da demanda

biológica de oxigênio (DBO₅) e, conseqüentemente, elevação da demanda de oxigênio no corpo de água receptor (KONIG, 1984; MASSERET *et al.*, 2000).

Em qualquer ambiente aquático, as variações na biomassa e na diversidade das microalgas são respostas às modificações da qualidade físico-química e biológica da água. No caso de lagoas de estabilização, a diversidade e densidade das espécies são também muito influenciadas pela carga orgânica da lagoa e variam com as estações do ano, clima, latitude e qualidade do esgoto (KÖNIG, 1998).

A correta identificação dos organismos fitoplanctônicos permite utilizar diferentes índices de diversidade e similaridade com resultados confiáveis, o que é útil para expressar e entender o significado ecológico da complexa associação de espécies encontradas em um determinado ambiente. Além disso, segundo KÖNIG (*op cit*), pode indicar as condições de carga orgânica em lagoas de estabilização e o grau de tratamento alcançado. A partir da aplicação desses recursos, são fornecidos os subsídios para uma interpretação adequada do funcionamento desses ambientes.

Apesar da importância do fitoplâncton no tratamento de esgoto por lagoas de estabilização, conforme ressaltado existe poucas referências de levantamentos taxonômicos, estudo de dinâmicas de populações e estrutura das comunidades que habitam esses ambientes. Raros são os estudos que apresentam um levantamento com as descrições das características taxonômicas das espécies encontradas, e muitos estão restritos a estimativa da concentração de clorofila *a*. Isso acontece principalmente devido às dificuldades enfrentadas em relação à taxonomia de microalgas e especialmente das cianobactérias, as quais vêm sofrendo mudanças significativas nos últimos anos, devido a utilização e/ou revalidação de certas características raramente ou nunca utilizadas nos sistemas de classificação, as quais mudaram totalmente o tradicional esquema de categorias taxonômicas no grupo.

Diante do exposto, o presente estudo se propôs a identificar, descrever e ilustrar os organismos fitoplanctônicos encontrados em um sistema piloto de tratamento de esgoto sanitário em lagoas de polimento localizado no município de Viçosa-MG. Além disso foi avaliada a estrutura da comunidade fitoplanctônica com base nos seguintes atributos: riqueza de táxons, frequência de ocorrência, espécies abundantes e dominantes e densidade total, bem como a influência da qualidade da água na dinâmica das comunidades planctônicas (fitoplâncton e zooplâncton).

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Sistema de Lagoas de Estabilização

Embora dependam da água para a sobrevivência, e para o desenvolvimento econômico, as sociedades humanas poluem e degradam este recurso, tanto as águas superficiais quanto as subterrâneas. A diversificação dos usos múltiplos, o despejo de resíduos líquidos e sólidos em rios, lagos e represas e a destruição das áreas alagadas têm produzido contínua e sistemática deterioração e perdas extremamente elevadas em quantidade e qualidade da água (TUNDISI, 2003). A degradação severa da qualidade da água, numa velocidade alarmante, está provocando uma redução drástica na reserva de água disponível.

A contaminação das águas subterrâneas compromete as reservas disponíveis e pode ser causada pela percolação por resíduos descartados nos lixões, percolação a partir de lagoas de estabilização, acidentes em tanques de reservas de combustíveis e descargas a partir de fossas negras. Os esgotos não tratados também contêm detritos de várias origens (TUNDISI, 2003).

Um dos principais problemas que o Brasil enfrenta no tocante à preservação e manejo dos recursos hídricos é a contaminação por esgoto doméstico, que lançados de forma indiscriminada, sem tratamento causam severos impactos ao ambiente aquático, prejudicando a qualidade da água.

No entanto, no Brasil, os recursos investidos em tratamento de esgotos ainda são escassos e, assim, a simplicidade e o baixo custo de implantação e operação dos sistemas de tratamento são de extrema importância na seleção das alternativas mais adequadas. Entre os diversos sistemas de tratamentos 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 (GONÇALVES, 2008).

As lagoas de estabilização são grandes tanques, de pequena profundidade, definidas por taludes de terras, as quais recebem águas residuárias brutas ou pré-tratadas onde ocorre a oxidação da matéria orgânica mediante os processos naturais, envolvendo microalgas e bactérias (MARA e PEARSON, 1986).

Pearson *et al.* (1996), salientam que as lagoas de estabilização podem ser construídas em diferentes combinações e distribuições dependendo dos padrões de qualidade esperados para o efluente final. Podem ser classificadas, de acordo com o tipo

de tratamento, em: facultativas, de maturação, anaeróbia, aeróbia e aerada (aeróbia com aeração mecânica). A escolha entre as formas de tratamento vai depender da disponibilidade de área junto à fonte geradora da água residuária, taxa de geração, velocidade de processamento exigida, e proximidade da vizinhança (RIOS, 2007).

Muitos autores discutem as vantagens e desvantagens para adoção de lagoas de estabilização como método de recuperação de águas residuárias. Entre os benefícios estão a simplicidade na construção, operação e manutenção do sistema; baixo custo operacional; elevada qualidade microbiológica do efluente final e a grande eficiência na transformação de matéria orgânica em biomassa algal. (WRIGLEY e TOERIEN, 1990; KELLNER e PIRES, 1998; MASSERET *et al.*, 2000). Os inconvenientes são principalmente, a dependência de fatores climáticos e a necessidade de grandes áreas que são fatores de baixa relevância em países como o Brasil, onde o clima é predominantemente tropical e a disponibilidade de terrenos a baixo custo nas periferias das cidades é grande (KELLNER e PIRES *op cit.*).

De acordo com Mendonça (1990), o tratamento de esgoto através de lagoas de estabilização tem como objetivos, remover a matéria orgânica das águas residuárias que causa poluição; eliminar os microrganismos patogênicos que representam um grave risco para a saúde e reutilizar a água do efluente para outras finalidades, como agricultura e aqüicultura.

A escolha do tipo de sistema, além de levar em conta a disponibilidade de área deve ter em vista o nível de tratamento que deve ser alcançado, em função do uso ao qual se destina. Geralmente, os processos de tratamento são classificados por meio das seguintes etapas: tratamento preliminar, que visa a remoção de sólidos grosseiros; tratamento primário, que tem como objetivo remover sólidos sedimentáveis e parte da matéria orgânica; tratamento secundário, que tem como principal função a remoção da matéria orgânica e nutrientes (nitrogênio e fósforo); e tratamento terciário, que visa remover poluentes específicos, como compostos não-biodegradáveis, patógenos, metais pesados, entre outros (von SPERLING, 1996).

A lagoa de estabilização é uma forma de tratamento predominantemente biológica, que depende, basicamente, da ação de microrganismos presentes para depuração da água residuária. Entretanto, a estabilização da matéria orgânica envolve primeiramente os processos físico-químicos que consistem na sedimentação dos sólidos sedimentáveis e coloidais e na decomposição dos sólidos dissolvidos. Em seguida os processos biológicos atuarão para completar a estabilização da matéria orgânica como a

degradação anaeróbia dos sólidos sedimentados e a degradação aeróbia ou facultativa do material dissolvido (FALCO, 2005).

No mecanismo da estabilização, as bactérias anaeróbias e anaeróbias facultativas utilizando-se de suas enzimas e de processos oxidativos, agem sobre a matéria orgânica, decompondo-a em moléculas mais simples e mais estáveis, liberando para as microalgas gás carbônico (CO_2), água (H_2O), amônia (NH_3) e fosfato (PO_4^{-3}); as microalgas por sua vez, utilizam dióxido de carbono, água, amônia, fosfato e outros compostos inorgânicos para a síntese celular e através de fotossíntese, liberam oxigênio para o meio líquido que ajuda a manter as condições aeróbias das bactérias, fechando assim o ciclo (SOLDATELLI, 2007).

O estudo dos microrganismos que atuam direta ou indiretamente na estabilização da matéria orgânica é importante, visto que esses interferem diretamente na qualidade do efluente final. Além disso, esses organismos constituirão os novos sólidos suspensos e poderão representar problemas no momento da disposição final do efluente.

As lagoas de estabilização podem ser classificadas em: sistema americano, nas quais, depois de ser clarificado, o esgoto é lançado em lagoas rasas, de condições aeróbias; e sistema australiano, no qual o esgoto bruto é diretamente despejado em uma lagoa de condições anaeróbias.

Segundo von Sperling (1996), há diversas variantes desse tipo de sistema, com diferentes níveis de simplicidade operacional e requisitos de área. Entre os mais comumente usados estão as lagoas facultativas, os sistemas de lagoas anaeróbias seguidas por lagoas facultativas e as lagoas aeradas, de mistura parcial ou completa seguidas por lagoas de decantação.

2.2 Princípios de funcionamento de Sistemas de Lagoas

2.2.1 Lagoas anaeróbias

As lagoas anaeróbias são responsáveis pelo tratamento primário dos esgotos e são dimensionadas para receber altas cargas orgânicas por unidade de volume, fazendo com que a taxa de consumo de oxigênio seja superior à taxa de produção.

Em lagoas eutróficas ou em estações de tratamento de águas residuárias, geralmente são encontradas bactérias fototróficas púrpuras e bactérias fototróficas verdes, que exercem importante papel no metabolismo anaeróbio da matéria orgânica,

como produtores primários (fotoautotróficos) ou como consumidores de compostos orgânicos reduzidos (fotoheterotróficos) (MADIGAN *et al.*, 2006). A água estagnada, exposta a luz solar favorece a produção de sulfeto pela decomposição da matéria orgânica, promovendo condições favoráveis ao crescimento de bactérias fototróficas anoxigênicas.

As lagoas anaeróbias têm sido utilizadas como pré-tratamento de águas residuárias, que detêm grande carga orgânica, para posterior tratamento em lagoas facultativas ou para disposição no solo. Sua profundidade normalmente varia de 3,0 a 4,5 m e o tempo de detenção hidráulica varia de 1 a 5 dias (KELLNER e PIRES, 1998). A inclusão de lagoas anaeróbias em sistemas de lagoas de estabilização proporciona uma redução na área das unidades posteriores e do sistema como um todo (MARA e PEARSON, 1998; MARA, 1992).

As lagoas anaeróbias devem ser construídas sobre solos impermeáveis e em locais afastados o máximo possível de povoaamentos, devido a geração de odores que ocorre com a redução do sulfato a sulfeto, promovendo a liberação do gás sulfídrico (Godoy, 2005), pois se mal dimensionadas ou operadas, proporcionam a liberação de odores capazes de serem sentidos a mais de 1,5 km de distância. Como os microrganismos presentes nas lagoas não dependem da penetração da luz ou oxigênio para sua atividade, elas podem ser construídas tão profundas quanto as características de o solo permitirem, sendo recomendada uma profundidade útil de 3 a 5 metros. Uma lagoa profunda minimiza a área superficial e com isso o escapamento de odores (Figura 1).

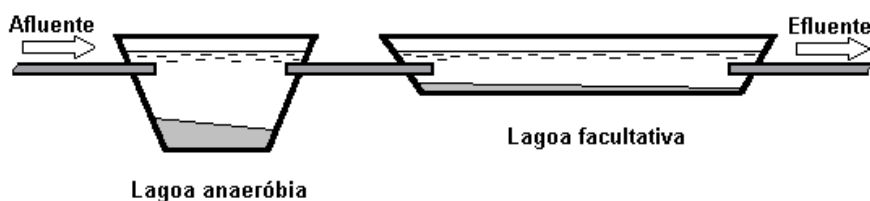


FIGURA 1 - Lagoa anaeróbia- facultativa
Fonte: von Sperling (1996)

2.2.2 Lagoas facultativas

O termo lagoa facultativa refere-se ao fato de que neste tipo de lagoa predominam as bactérias facultativas, devido ao estabelecimento de dois ambientes: um

predominantemente anaeróbio mais ao fundo, decorrente da sedimentação da matéria orgânica particulada mais densa e da formação de uma camada de lodo; outro aeróbio, mais à superfície, onde se estabelece um equilíbrio das atividades metabólicas dos microrganismos fotossintetizantes e das bactérias. Através da fotossíntese, o fitoplâncton produz oxigênio, que é utilizado pelas bactérias na degradação da matéria orgânica. Os subprodutos da digestão anaeróbia podem retornar à coluna líquida, onde, em conjunto com o material particulado mais fino e a matéria orgânica solúvel, serão degradados por processos aeróbios (von SPERLING, 2002).

A água residuária entra em uma extremidade e sai na outra, num tempo previamente calculado chamado tempo de detenção. Durante o percurso, o material orgânico dissolvido é estabilizado pelos microrganismos aeróbios (o oxigênio necessário para a respiração das bactérias é fornecido por microalgas que realizam a fotossíntese) presentes e o material suspenso tende a se decantar. O material sedimentado no fundo das lagoas forma uma camada de lodo que vai aos poucos, sendo estabilizado pela ação de bactérias anaeróbias.

Normalmente, essas lagoas apresentam grande espelho d'água para o desenvolvimento de microalgas nas camadas mais superficiais e iluminadas, e para propiciar maior área de transferência de oxigênio com a atmosfera. O suprimento de oxigênio na camada aeróbia das lagoas facultativas é controlado pelo metabolismo fotoautotrófico das algas e a re-aeração através da interface ar/água. Neste tipo de lagoa, processos de oxidação bacteriana convertem o material orgânico a dióxido de carbono, amônia e fosfatos, sendo as *Pseudomonas* sp., *Flavobacterium* sp. e *Alcaligenes* sp., as principais bactérias envolvidas (KÖNIG, 1990).

Como é necessária insolação suficiente para as microalgas se desenvolverem, essas lagoas precisam ter uma grande superfície de contato com a atmosfera (Figura 2).

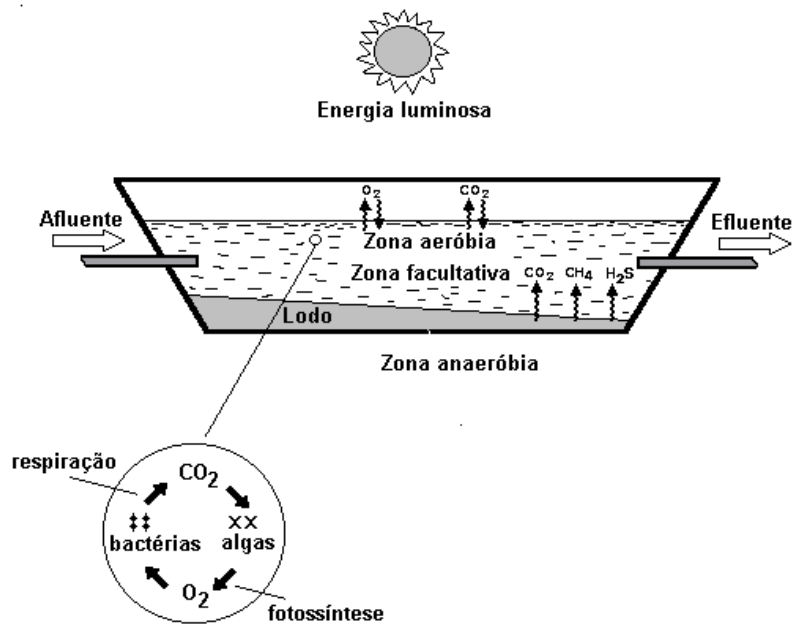


FIGURA 2 - Lagoa facultativa
 Fonte: von Sperling (1996)

2.2.3 Lagoas de Polimento

O emprego de sistemas reatores UASB (Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente) e biofilmes aerados submersos (BF) para o tratamento de esgotos sanitários vem crescendo no Brasil, principalmente por apresentar as seguintes características: (i) elevada eficiência de remoção de matéria orgânica; (ii) pequena demanda de área; (iii) custos de implantação e operação relativamente baixos; (iv) relativa simplicidade operacional (GONÇALVES *et al.*, 2001). Entretanto, esses sistemas ainda demandam pós-tratamento para remoção de nutrientes e patógenos (CHERNICHARO, 2001).

Sistemas de lagoas para o pós-tratamento de reatores UASB têm sido, na literatura brasileira, denominadas lagoas de polimento, com o intuito de distingui-las das lagoas de estabilização convencionais (BASTOS 2005). As lagoas de polimento, apesar de ainda cumprirem papel de remoção complementar de matéria orgânica, recebem carga orgânica já bastante reduzida. Entretanto, dependendo do desempenho do pré-tratamento, o papel principal das lagoas passa a ser a remoção dos patógenos (nesse caso, usualmente denominadas lagoas de maturação), além de nitrogênio (von SPERLING *et al.*, 2003).

Bastos *et al.* (2005), em um estudo de controle operacional de um sistema reator UASB seguido por um biofiltro aerado submerso, constataram que a eficiência média de remoção de DBO_5 no UASB pode alcançar valores acima de 80%.

Quanto à eficiência de remoção de DBO_5 , DQO e sólidos, o efluente de reatores UASB ainda requer pós-tratamento, pois: (i) a remoção de DBO_5 pode não alcançar padrões de lançamento de efluentes em corpos receptores; (ii) no processo anaeróbio não há mecanismos de remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) e ocorre uma intensa amonificação do nitrogênio orgânico; (iii) também não há mecanismos intensos o suficiente para a remoção de patógenos (RIOS, 2007).

O esquema de um reator UASB seguido por lagoas de polimento em série esta apresentado na Figura 3.

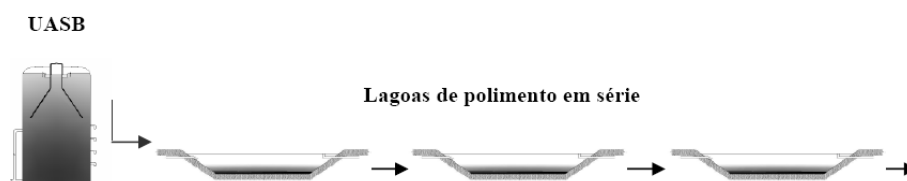


Figura 3 - Esquema de um reator UASB seguido por lagoas de polimento em série
Fonte: RIOS (2007)

2.2.4 Lagoas de Maturação

A lagoa de maturação recebe um afluente com DBO_5 praticamente estabilizada e com oxigênio dissolvido em toda a massa líquida; sua principal função é remover nitrogênio, fósforo e organismos patogênicos, devido aos seus altos valores de pH (acima de 8,5) e à extensa zona eufótica, permitindo elevada eficiência na remoção de coliformes (cerca de 99%), além da eliminação de cistos e ovos de helmintos (von SPERLING, 1996b; KELLNER e PIRES, 1998; MENDONÇA, 2000). A reduzida profundidade dessas lagoas, facilita a penetração dos raios solares, permitindo a eficaz ação dos raios ultravioletas sobre os microorganismos (desestruturação do DNA) presentes em toda a coluna d'água.

A eficiência das lagoas de maturação é maximizada quando concebidas como unidades em série, em geral três ou quatro unidades com tempo de detenção hidráulica total de 10 - 20 dias (Figura 4).

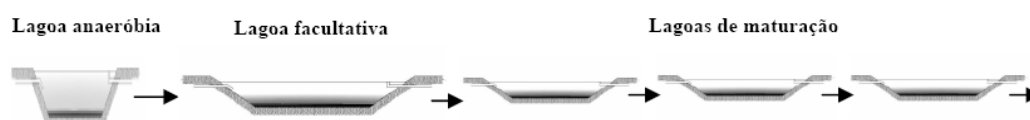


Figura 4 – Esquema de uma lagoa anaeróbia seguida por lagoa facultativa e uma série de lagoas de maturação
Fonte: RIOS (2007).

2.2.5 Fitoplâncton em Lagoas de Estabilização

A principal comunidade de organismos envolvidos no tratamento dos esgotos em lagoas de estabilização é o plâncton, definido como sendo “o conjunto de organismos que não dispõem de movimentos próprios capazes de se opor aos movimentos da água” (HENZEN, 1987), composto pelo bacterioplâncton (bactérias), fitoplâncton e zooplâncton (protozoários e metazoários predadores). Esses organismos estão presentes em diferentes níveis de trofia e coexistem da interação entre eles e com o ambiente.

As bactérias são as principais responsáveis pelo processo de reciclagem dos elementos contidos nos esgotos, entretanto, nas lagoas de estabilização, as microalgas também exercem papel fundamental. Sua principal função é a produção de oxigênio pela fotossíntese, o qual fica disponível às bactérias para a decomposição da matéria orgânica. As microalgas também contribuem, direta e indiretamente, nos processos envolvidos na remoção de nutrientes (volatilização, precipitação e assimilação) e para a diminuição dos patógenos (produção de toxinas, altos níveis de OD e pH) (BENTO *et al.*, 2005).

A comunidade fitoplanctônica apresenta características especiais que lhe confere um alto poder de ajuste às condições ambientais. Esta comunidade possui curtos ciclos de vida, constituindo essencialmente a base da cadeia alimentar dos ambientes aquáticos. Como não desenvolvem grandes dimensões, precisam se reproduzir rapidamente para manter populações viáveis no ecossistema. Luz e nutrientes são os principais recursos utilizados para o sucesso reprodutivo do fitoplâncton, embora isso seja variável de espécie para espécie (REYNOLDS, 1998).

O conhecimento dos organismos planctônicos presentes nas lagoas de estabilização, pode contribuir para o melhor manejo do sistema. Os fatores que afetam a diversidade, a sucessão e a abundância de organismos nas lagoas de estabilização, e consequentemente, a eficiência do tratamento do esgoto, compreendem: a disponibilidade de nutrientes; o efeito da interação entre os próprios organismos; as mudanças ambientais de natureza física, tais como temperatura, umidade, radiação solar, entre outros e as mudanças nas condições operacionais.

Numa lagoa aeróbia em bom funcionamento, há predominância de fotoautotróficos e bactérias quimioheterotróficas em detrimento dos demais organismos. A relação entre esses dois grupos é fundamental para o sucesso do tratamento. As

microalgas, através da fotossíntese, produzem oxigênio para a realização dos processos aeróbios de decomposição da matéria orgânica e para manutenção das condições aeróbias do meio aquático enquanto as bactérias disponibilizam nutrientes inorgânicos às algas (BENTO *et al.*, 2005).

Estudos sobre a estrutura e dinâmica do fitoplâncton são importantes por ser o grupo de organismos que respondem prontamente às mudanças que ocorrem no ambiente, funcionando com indicadores ecológicos e auxiliando no entendimento das interações existentes entre os processos físicos num extremo e as repostas biológicas no outro. A comunidade fitoplanctônica responde não somente a amplitude das variações, mas também às frequências das forças físicas periódicas que agem sobre o ambiente (NOGUEIRA e MATSUMURA-TUNDISI, 1996).

Em lagoas de estabilização, a identificação e a densidade de microalgas presentes e o grau de diversidade das amostras coletadas, podem indicar a carga orgânica do sistema e o grau de tratamento alcançado. Essas informações têm grande importância quando se deseja fazer uma estimativa imediata do desempenho de lagoas de estabilização, cuja carga orgânica superficial é desconhecida, ou no caso de lagoas que não estejam funcionando bem (KÖNIG, 1990).

Apesar da função das microalgas no processo de tratamento de águas residuais em lagoas de estabilização ser considerado fundamental, poucos são os estudos de levantamento taxonômico do fitoplâncton nesses ambientes e menos frequentes ainda, são os que abordam a estrutura dessa comunidade (GRANADO, 2004).

Em 1979, Senna analisou as cianobactérias de uma lagoa de estabilização da cidade de São Carlos e desenvolveu uma chave para identificação dos organismos encontrados nesses ambientes. O autor ressaltou a importância do conhecimento desses microrganismos para a compreensão do desempenho do sistema e a necessidade de estudos sazonais aliados ao estudo de parâmetros físico-químicos, com o propósito de relacionar o nível de poluição à composição de espécies.

Em um levantamento do fitoplâncton da lagoa de estabilização de São José dos Campos-SP, Cardoso (1979) encontrou 75 táxons pertencentes a cinco classes. As classes Chlorophyceae e Euglenophyceae foram as mais representativas e os gêneros que apresentaram as maiores densidades foram: *Chlorella*, *Golenkinia*, *Euglena*, *Oscillatoria*, *Merismopedia*, *Chlamydomonas*, *Scenedesmus* e *Monoraphidium*. König (1984), em estudo realizado em lagoas de estabilização no nordeste do Brasil, analisou a estrutura da comunidade fitoplanctônica. De acordo com os resultados, algumas

variáveis como SS, DBO₅ e OD, apresentaram flutuações consideráveis durante 24 h, evidenciando que amostras pontuais coletadas em horas pré-estabelecidas podem não representar as variações diárias da qualidade do efluente. O estudo constatou segregação espacial máxima das algas entre às doze e às quatorze horas e homogeneização completa da coluna de água às dezoito horas. Segundo a autora, baixas intensidades luminosas induzem a fototaxia das microalgas (pelo menos dos flagelados), o que explicaria a distribuição uniforme na coluna de água ao amanhecer; enquanto que altas intensidades resultam em resposta negativa, com movimento decrescente para longe da superfície.

Segundo Branco (1986), os principais gêneros de microalgas e cianobactérias que ocorrem em lagoas de estabilização são: *Chlorella*, *Chlorococcum*, *Eudorina*, *Euglena*, *Golenkinia*, *Gomphonema*, *Lepocinclis*, *Micractinium*, *Nitzschia*, *Pandorina*, *Phacus*, *Scenedesmus*, *Surirella*, *Tetraedron*, *Dolichospermum*, *Microcystis*, *Phormidium*, *Oscillatoria* e outros.

Em 1988, Ferreira analisou a distribuição espaço-temporal da comunidade fitoplanctônica de um sistema de lagoas de estabilização localizado em Brasília e encontrou vinte e sete gêneros e quarenta e sete espécies. Seus resultados mostraram que as populações algais distribuam-se homogeneamente por toda a lagoa, bem como pela coluna de água. O autor associou esse fato à turbulência gerada pela ação dos ventos e à constante entrada do afluente.

Wrigley e Toerien (1990) estudaram alguns aspectos limnológicos, entre eles a dominância algal, de pequenas lagoas de estabilização de Bloemfontein, na Austrália e encontraram quatorze gêneros dominantes que se alternaram durante o período de estudo. Entre os principais estavam os fitoflagelados *Euglena*, *Chlamydomonas* e *Lepocinclis*, além de *Micractinium* também abundante.

No estado da Paraíba, Florentino (1992) identificou microalgas e cianobactérias em lagoas de estabilização em série, registrando a presença de 20 gêneros na lagoa facultativa secundária. Os gêneros mais frequentes foram: *Oscillatoria*, *Navicula*, *Closterium*, *Chlorella*, *Micractinium*, *Ankistrodesmus*, *Pyrobotris*, *Chlamydomonas* e *Euglena*.

Segundo von Sperling (1996), dentre os principais gêneros de microalgas de importância nas lagoas de estabilização, estão *Chlamydomonas*, *Euglena* e *Chlorella*, com os dois primeiros tendendo a ser dominantes nos períodos frios. Densidades na faixa de 10⁴ a 10⁶ ind.mL⁻¹ são comuns em lagoas de estabilização (ARCEIVALA, 1981), tornando a água caracteristicamente verde.

Em regiões onde ocorre predominância de estações climáticas bem definidas, estação seca e estação chuvosa, a diversidade e quantidade de indivíduos sofrem influência destes períodos, como mostrou o estudo de KONIG *et al.* (1991). Mesmo com uma DBO₅ afluyente igual a 30 mg L⁻¹ nas duas estações estudadas, os autores encontraram uma maior frequência de microalgas fitoflageladas como *Euglena* sp., *Phacus* sp., *Chlamydomonas* sp. e *Pandorina* sp., enquanto no período chuvoso os gêneros mais frequentes foram *Oscillatoria* (Cyanophyceae), *Scenedesmus* e *Oocystis* (Chlorophyceae).

A atividade fotossintética do fitoplâncton está diretamente relacionada com as condições físico-químicas que direcionam o processo de autodepuração das lagoas de estabilização. Durante o dia, as microalgas, através da fotossíntese liberam oxigênio e consomem o gás carbônico livre, elevando o pH da água. Nessas condições, podem ocorrer: conversão da amônia ionizada (NH₄⁺) a amônia livre (NH₃), a qual é tóxica, mas tende a ser liberada na atmosfera; precipitação de fosfatos; conversão do sulfeto (S⁻²) causador de mau cheiro a bissulfeto (H₂S) inodoro (CHERNICHARO, 1997).

De acordo com Botelho *et al.* (1997), o fitoplâncton presente em lagoas de estabilização varia pouco, porém os grupos comumente encontrados são as cianobactérias, algas verdes, os flagelados pigmentados e as diatomáceas.

Reynolds (1998) relacionou os principais gêneros fitoplanctônicos ao grau de trofia dos ambientes, a partir de sistemas oligotróficos até hipereutróficos; nesses últimos se enquadraram *Euglena*, *Phacus* e *Lepocinclis*.

Várias espécies de cianobactérias podem apresentar um crescimento exagerado (florações) em corpos d'água superficiais como rios, lagos, reservatórios artificiais e lagoas de estabilização (Agujaro *et al.*, 2006), apresentando maior crescimento em águas neutro-alcalinas (pH 6-9) e com alta concentração de nutrientes, principalmente nitrogênio (N) e fósforo (P) (BRANDÃO e AZEVEDO, 2001).

Cruz *et al.* (2003) analisaram três sistemas de lagoas de estabilização em Vitória, Espírito Santo, sendo dois deles primários (profundidade das lagoas facultativas de 1,6 e 1,11 m, área de 17,69 e 13,479 m² vazão média 22,0 e 4,4 L s⁻¹, TDH 17,9 e 39,4 dias, respectivamente) e o terceiro, um sistema australiano (profundidade da lagoa anaeróbia de 2,02 e facultativa de 1,5 m, área de 3,346 m, vazão média 1,81 L s⁻¹, TDH 32,1 dias). Os gêneros encontrados foram *Merismopedia* sp., *Microcystis* sp. e *Oscillatoria* sp. Análise de microcistinas por cromatografia líquida de alta eficiência

(HPLC) foi realizada, com resultado negativo nas águas da lagoa, porém, positivo nos efluentes de uma lagoa primária ($0,49 \mu\text{g L}^{-1}$) e no sistema australiano (média de $227 \mu\text{g L}^{-1}$), não atendendo o estabelecido na legislação brasileira.

Estudando as cianobactérias na lagoa facultativa do sistema de lagoas de estabilização do município de Cajati-SP, Furtado (2007), isolou e identificou morfologicamente e por análises moleculares, dez linhagens pertencentes a cinco gêneros de Cyanophyceae. Nos testes realizados para detectar a presença de microcistinas nas cianobactérias isoladas e nas amostras ambientais, foram encontrados valores acima de $0,1 \mu\text{g L}^{-1}$ dessa toxina em seis das dez linhagens isoladas e nas amostras ambientais.

No mesmo trabalho realizado por Furtado (*op cit*), foram realizados testes e bioatividade para detectar a presença de substâncias bioativas usando extratos intra e extracelulares de cianobactérias. Alguns extratos mostraram atividade inibitória contra *Salmonella typhimurium*, *Bacillus subtilis*, *Bacillus cereus*, *Staphylococcus pasteurii* e *Staphylococcus aureus*. Os resultados mostraram que as cianobactérias produzem uma variedade de metabólitos secundários bioativos de funções desconhecidas. A autora ressalta a importância de estudos mais aprofundados para detectar precocemente a presença de cianobactérias nesses ambientes.

As lagoas terciárias possuem a comunidade fitoplanctônica frequentemente dominada por cianobactérias devido à alta disponibilidade de nutrientes, alta temperatura e intensidade luminosa. Em duas lagoas (facultativa e de maturação) da ETE de Esmoriz (Portugal) Vasconcelos e Pereira (2001) verificaram a dominância de cianobactérias no fitoplâncton, porém foi detectada a presença de microcistinas apenas na lagoa de maturação, em concentrações variando de $1,7$ a $56 \mu\text{g L}^{-1}$ de equivalente de microcistina-LR. Esses valores indicam que a ETE de Esmoriz pode ser fonte de contaminação de cianotoxinas para os corpos d'água receptores.

Em Melbourne, na Austrália, Hamilton *et al.* (2005) estudaram um sistema de lagoas de estabilização constituído por cento e quarenta e cinco lagoas, TDH de três dias para cada, com aproximadamente 80-90 cm de profundidade. No estudo realizado em cinco séries de sete lagoas, não foram observadas florações de cianobactérias.

Oudra *et al.* (2000) estudaram o potencial tóxico de *Synechocystis* sp. no sistema de lagoas de estabilização em Marrakech, Marrocos. O sistema é composto por duas lagoas interligadas em série, sendo a primeira anaeróbia e a segunda facultativa. Foi encontrada floração tóxica desse gênero. Esses autores ressaltaram que essas florações

podem resultar no comprometimento do tratamento por sua interferência no zooplâncton, nas bactérias e nas microalgas presentes.

Em Esmorin, norte de Portugal, Vasconcelos e Pereira (2001) verificaram a presença de microcistina em concentrações que variaram de 2,3 a 56 $\mu\text{m L}^{-1}$ no efluente final em uma série de lagoas compostas por dois conjuntos formados de lagoas anaeróbia, facultativas e de maturação. As espécies encontradas no efluente foram *Planktothrix mougeotti*, *Microcystis aeruginosa* e *Pseudanabaena mucicola*, sendo a toxicidade atribuída a *Microcystis aeruginosa*.

Estudo da diversidade das microalgas realizado por Cruz *et al.* (2003), em lagoas facultativas operando com diferentes cargas orgânicas no município de Vitória (ES), evidenciou uma diferença significativa na composição dos gêneros de microalgas. Os gêneros mais freqüentes na lagoa de alta carga nos primeiros dias de operação foram os que toleram elevadas concentrações de matéria orgânica, como *Oscillatoria*, *Euglena* e *Chlamydomonas*, sendo as classes Cyanophyceae e Chlorophyceae predominantes durante todo o tempo de estudo. Nos outros dois tratamentos (média e baixa cargas) os representantes da classe Chlorophyceae predominaram durante todo o tempo de operação da lagoa.

Cavalcanti (2003), monitorando um sistema de lagoas de polimento na Paraíba, observou predominância dos gêneros *Euglena*, *Chlorella* e *Phacus*; em menores proporções ocorreram os gêneros *Chlorococcum*, *Chlamydomonas*, *Pyrobotrys*, além da cianobactéria do gênero *Oscillatoria*.

Granado (2004) e Falco (2005) avaliando a dinâmica da comunidade fitoplanctônica, em escalas nictemerais e sazonais, em lagoas de estabilização no município de Novo Horizonte-SP, observaram que, embora parâmetros como pH e OD apresentaram variações ao longo do dia, a comunidade fitoplanctônica não variou. O ambiente foi considerado homogêneo, pois não houve diferença na comunidade fitoplanctônica ao longo da coluna d'água. Esse fato foi atribuído à mistura realizada pelo vento, devido a pequena profundidade da lagoa. Durante o período de estudo, a classe Chlorophyceae predominou em todas as amostras, sendo que a espécie *Chlorella vulgaris* foi predominante em todas as épocas de coleta.

Soldatelli (2007) relacionou a estrutura da comunidade fitoplanctônica com as variáveis físicas, físico-químicas e químicas das lagoas de maturação da estação de tratamento de esgotos da Universidade de Caxias do Sul no período de um ano. Foram considerados os atributos da comunidade (riqueza, composição, densidade, diversidade e

equitabilidade). A comunidade fitoplanctônica mostrou-se semelhante nos doze meses amostrados, sendo que as classes Chlorophyceae e Zygnemaphyceae foram as mais representativas nos períodos mais quentes. Os gêneros com maiores densidades entre as classes estudadas foram: *Chlamydomonas*, *Synechocystis*, *Surirella*, *Euglena* e *Cosmarium*. Os índices de diversidade e equitabilidade, bem como os valores de riqueza apresentaram uma pequena diferença entre as estações do ano e entre as estações amostradas. Nesse trabalho, o autor constatou que a turbidez foi a única variável que influenciou diretamente na riqueza, abundância e diversidade fitoplanctônica.

Gonçalves (2008) caracterizou a comunidade fitoplanctônica da lagoa de maturação do sistema de tratamento de esgoto sanitário do município de Petrolândia-PE. As coletas foram realizadas na superfície e no fundo da lagoa. O fitoplâncton foi composto por 20 táxons, com destaque para a Cyanophyceae *Oscillatoria* sp. e a Chlorophyceae *Closteriopsis acicularis*, ambas presentes na maioria das amostras. A autora ressaltou que a grande ocorrência da Cyanophyceae *Oscillatoria* sp. representa um fato que impulsiona a realização de estudos a respeito de ecossistemas que se estabelece em lagoas de maturação.

von Sperling e Oliveira (2010) investigaram a influência do tempo de detenção hidráulica (TDH) e da taxa de aplicação superficial (TAS) na composição da comunidade fitoplanctônica presente em lagoas de polimento, além da influência dessa comunidade nas condições ambientais dessas lagoas. A pesquisa foi desenvolvida na estação experimental da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) / Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA), localizada em Belo Horizonte-MG. O sistema consistia de um reator UASB, quatro lagoas de polimento e dois filtros de pedra. Durante todo o período de estudo, as classes que se mostraram dominantes foram Chlorophyceae e Euglenophyceae. Com a elevação da TAS nas lagoas 3 e 4 houve uma diminuição na densidade do gênero *Scenedesmus* e aumento do gênero *Chlamydomonas*, bem como o aparecimento dos gêneros *Trachelomonas*, *Phacus* e *Euglena*. Com a redução do TDH, esse trabalho apontou também a diminuição de Chlorococcales, *Cryptomonas* e o desaparecimento de *Closterium*, além do aumento dos gêneros *Micractinium*, *Chlorogonium* e *Mallomonas*. Os autores ressaltaram que o pH, o OD e a amônia parecem confirmar a existência de uma forte relação com a atividade biológica exercida pelas algas presentes ao longo do sistema de lagoas.

O sistema de lagoas de estabilização do município de Viçosa, objeto de estudo dessa tese, foi avaliado por Bastos *et al.* (2010). O trabalho foi realizado em três

períodos distintos durante os anos de 2004, 2005 e 2006 nos quais foram alteradas as características operacionais das lagoas, onde foram variadas a vazão afluyente e as alturas de lâmina de água. Os gêneros *Chlorella*, *Chlamydomonas*, *Euglena* e *Scenedesmus* estiveram presentes em todos os períodos. Cianobactérias do gênero *Oscillatoria*, também foram identificadas durante todo o período de estudo, sendo encontradas aderidas às bordas das lagoas ou flutuando junto a espuma eventualmente formada na superfície da água; no entanto, a densidade celular foi muito baixa. Os autores ressaltam que lagoas de polimento rasas, mesmo quando submetidas a cargas orgânicas e de amônia relativamente elevadas, e com tempos de detenção relativamente curtos, permitem dinâmica tal ao longo da série de lagoas que favorece o desenvolvimento adequado do plâncton.

Algumas espécies de Euglenophyceae são capazes de sobreviver e crescer em total escuridão, alimentando-se de compostos orgânicos. Há também evidências de que baixas taxas de carbono orgânico sejam assimiladas no escuro por organismos do gênero *Chlorella*. Isso seria uma vantagem para essas microalgas, especialmente em ambientes como as lagoas de estabilização, nas quais a profundidade da zona eufótica é muito pequena (restrita à superfície) (KONIG, 1984).

A configuração das lagoas de polimento, o aporte de cargas orgânicas e as condições climáticas cumprem papel determinante na dinâmica da qualidade da água e, de forma interdependente, na dinâmica da comunidade planctônica. A compreensão dessa dinâmica ajuda a explicar importantes processos os quais têm lugar em sistemas de lagoas, tais como a remoção de amônia e a inativação de bactérias (BASTOS *et al.*, 2010).

2.3 Zooplâncton em Lagoas de Estabilização

Além de microalgas e cianobactérias, o zooplâncton também é um importante componente da dinâmica de um ambiente aquático. Em lagoas de estabilização, o zooplâncton é representado principalmente por três grandes grupos: rotífera, cladocera e copepoda. Ocasionalmente apresentam-se amebas de vida livre, ostrácodes, ácaros, turbelários, larvas e pupas de dípteros. A maioria dos indivíduos destes grupos que está nas lagoas de estabilização durante algum estágio evolutivo, raramente tem importância qualitativa (SUETMASU, 1995).

É importante salientar que nem todas as espécies de zooplâncton conseguem sobreviver em águas residuárias, principalmente quando em altos teores de DBO₅, amônia e compostos de enxofre (LAWS, 1993).

Nos corpos de água eutróficos, as condições geralmente adversas para a maior parte da biota favorecem a presença de uma quantidade reduzida de espécies tolerantes, as quais, porém, desenvolvem grandes densidades populacionais (TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

O zooplâncton tem sido amplamente utilizado como indicador para monitorar e avaliar várias formas de poluição em ambientes aquáticos, incluindo acidificação, eutrofização, poluição por pesticidas e toxinas algais, inferindo a qualidade da água, particularmente através do conhecimento de seu comportamento alimentar (RISSIK *et al.*, 2009). De acordo com Güntzel e Rocha (1998), a fase inicial de degradação dos ambientes aquáticos pode ser indicada pela degradação biológica da fauna, a qual responde rapidamente às mudanças ambientais.

A presença do zooplâncton em lagoas de estabilização contribui para a clarificação do efluente e para a reciclagem dos elementos. Os rotíferos, cladóceras e copépodos ocorrem principalmente em lagoas secundárias e terciárias. Elevadas densidades desses organismos afetam o balanço de oxigênio pelo extermínio ou diminuição do número de microalgas e aumento da demanda respiratória. Consomem bactérias, microalgas, protozoárias e detritos orgânicos contribuindo dessa forma para a clarificação do efluente (Uehara e Vidal, 1989), sendo a pressão de herbivoria desses animais sobre o fitoplâncton de importância reduzida em muitos ambientes aquáticos (Horn e Horn, 2008), principalmente naqueles eutrofizados.

Os rotíferos predominam nos meses de verão e dentro deste grupo, o gênero *Brachionus* se apresenta com maior frequência, sendo o mais resistente às condições extremas. Quando a densidade de rotíferos aumenta, observa-se um efeito negativo na qualidade da água, ocasionando um aumento da concentração de amônia, ortofosfato solúvel, nitratos e nitritos. Como esses organismos se alimentam de microalgas, a presença deles em elevadas densidades, pode contribuir para a redução da concentração de oxigênio dissolvido a níveis de risco (SUETMASU, 1995).

Canovas *et al.* (1996) mostraram a influência do tempo de residência na estrutura do zooplâncton em lagoas de estabilização: tempo de residência curto (2 a 3 dias) favorece o desenvolvimento de zooplâncton herbívoro pequeno, enquanto que tempo de residência longo (12 dias) favorece o desenvolvimento de espécies maiores,

com longo tempo de geração. De acordo com o autor, a presença de diferentes comunidades fitoplanctônicas no processo de depuração por lagoas depende principalmente da carga orgânica.

Moscoso *et al.* (1992) observaram uma proliferação intensa de ciliados, rotíferos, copépodes e cladóceros em lagoas de estabilização no Peru. Guerrin (1988) e Nandini (1999) citam populações de rotíferos e cladóceros com densidades de 3.000 e 300 indivíduos L⁻¹, respectivamente, em lagoas de tratamento de esgotos.

Kibria *et al.* (1997), analisando a composição bioquímica do plâncton coletado em lagoas de estabilização, ressaltaram seu grande valor nutricional para as primeiras fases de vida de diversas espécies de peixes. Laws (1993) e Arauzo (2003) notaram que elevados teores de amônia, enxofre e DBO₅ podem comprometer o desenvolvimento da biomassa zooplanctônica, em particular dos rotíferos.

Em levantamento realizado no mesmo sistema de tratamento utilizado no presente trabalho, BEVILACQUA *et al.* (2006) encontraram cinco gêneros da comunidade zooplanctônica: *Brachionus* (Rotifera), *Moina*, *Daphnia* (Cladocera), *Mesocyclops* e *Thermocyclops* (Copepoda). Em todas as unidades amostradas, predominaram os rotíferos, sendo, por vezes, os únicos organismos encontrados. Quando o sistema foi operado com tempo de detenção hidráulica mais elevada, favoreceu o desenvolvimento de microcrustáceos com ciclo de vida mais longo (Cladocera e Copepoda). Durante o período de estudo (18 meses), os autores observaram uma relação inversa entre a densidade do fitoplâncton e do zooplâncton ao longo da série de lagoas, sugerindo uma relação de herbivoria entre os dois grupos.

Bento *et al.* (2005) analisaram o zooplâncton em lagoa com biofilme e lagoa facultativa aplicadas ao tratamento de esgoto doméstico. Foi observado a presença de protozoários ciliados, amebas e rotíferos. Esses organismos se alimentam de bactérias, microalgas e outros protozoários. As amebas apresentam maior velocidade de crescimento comparada aos ciliados e aos rotíferos. Os ciliados livres são os mais velozes, podendo buscar o alimento com maior facilidade que os rotíferos.

Um dos principais parâmetros citado por König (1984) que precisa ser investigado para que ocorram melhorias no funcionamento de sistemas de lagoas de estabilização é a complexa relação da comunidade planctônica.

Portanto, uma cuidadosa avaliação da diversidade, riqueza e abundância da comunidade planctônica possibilitará a geração de informações que permitirão auxiliar no entendimento da dinâmica dessas comunidades em sistemas de lagoas de

estabilização, além de fornecer informações necessárias a uma correta identificação dos organismos presentes nesses ambientes.

5. REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

AGUJARO, L.F. (2006). Métodos de análise. In: SANT'ANNA, C.L. *et al.* **Manual Ilustrado para Identificação e Contagem de Cianobactérias Planctônicas de Águas Continentais Brasileiras**. Rio de Janeiro: Interciência. 58p.

ARAUZO, M. (2003). Harmful effects of unionized ammonia on the zooplankton community in a deep waste treatment pond. **Water Research**, n.37, p.1048-1054.

ARCEIVALA, S.J. (1981). **Wastewater treatment and disposal**. Marcel Dekker, New York.

BASTOS, R.K.X.; DORNELAS, F.L.; RIOS, E.N.; RUAS, D.B.; OKANO, W.Y. (2010). Dinâmica da qualidade da água e da comunidade planctônica em lagoas de polimento. Estudo de caso no sudeste brasileiro. **Revista AIDIS**. ISSN 0718-378X. v. 3, n.1, p.97-107.

BENTO, A.P.; GOTARDO, J.T.; OLIJNYK, D.P.; REGINATTO, V.; LAPOLLI, F.R. (2005). Comunidade planctônica e comunidade perifítica presentes em lagoa com biofilme e lagoa facultativa aplicadas ao tratamento de esgoto doméstico. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais ...** Campo Grande/MS.

BEVILACQUA, P.D.; BASTOS, R.K.X.; LANNA, E.A.T. (2006). **Uso de esgotos tratados para produção animal**. In: FLORÊNCIO, L.; BASTOS, R.K.X.; AISSÊ, M.M. (Coord.). Tratamento e utilização de esgotos sanitários. Rio de Janeiro: ABES, p.275-330. (Projeto PROSAB).

BOTELHO, P.M.A.; von SPERLING, M.; CHERNICHARO, C.A.L. (1997). Avaliação de dados físico-químicos e fitoplâncton da lagoa de maturação em escala piloto da ETE Nova Vista – MG. ABES, **Anais ...** 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.

BRANCO, S.M. (1986). **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**. 3ª ed. São Paulo, CETESB, 640 p.

BRANDÃO, C.C.; AZEVEDO, S.M.F.O. (2001). **Cianobactérias tóxicas: Impactos na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano**. Ministério da Saúde, FUNASA (Ed). Brasília-DF, Brasil.

CANOVAS, S.; PICOT, B.; CASELLAS, C.; ZULKIFI, H.; DUBOIS, A.; BONTOUX, J. (1996). Seasonal development of phytoplankton and zooplankton in a high-rate algal pond. **Wat. Sci. Tech.**, v.33, n.7, p.199-206.

CAVALCANTI, P.F.F. (2003). **Integrated application of the UASB reactor and ponds for domestic sewage treatment in tropical regions**. PhD thesis. Wageningen University, Wageningen, The Netherlands.

CHERNICHARO, C.A.L. (Coord.) (2001). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. [s.n.], Belo Horizonte: ABES, 544p. (Projeto PROSAB).

CHERNICHARO, C.A.L. (1997). **Reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA), Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Belo Horizonte. 246p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, 5).

CRUZ, L.S.; SOUZA, W.G.; SILVA, E.C.; RUBIM, K.T.; BRAGANÇA, M.C.; ZANDONADE, E.; AZEVEDO, S.M.F.O.; GONÇALVES, R.F. (2003). Cianobactérias e cianotoxinas em lagoas de estabilização facultativas. **Anais ... V SESMA, ABES, Vitória**.

FALCO, P.B. (2005). **Estrutura da comunidade microbiana (algas e bactérias) em um sistema de lagoas de estabilização em duas escalas temporais: nictemeral e sazonal**. Tese (doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (USP), São Carlos, 137p.

FERREIRA, C.J.A. (1988). **Análise da distribuição espaço – temporal da comunidade fitoplanctônica da lagoa de estabilização do Guará I, Brasília, Distrito Federal**. Dissertação (mestrado), Universidade de Brasília, Brasília, 115p.

FLORENTINO, I.Q.B. (1992). **Caracterização do sistema de lagoas de estabilização do município de Guarabira – PB**. Dissertação (mestrado) em Engenharia Civil, Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande – PB, 131p.

FURTADO, A.L.F.F. (2007). **Isolamento, morfologia, análises moleculares e testes toxicológicos de cianobactérias em lagoa facultativa de sistema de estabilização (Cajati-SP)**. Tese (doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (USP), São Carlos, 152p.

GONÇALVES, E.M.P. (2008). **Caracterização da comunidade fitoplanctônica e fatores ambientais correlacionados em lagoa de estabilização**. Dissertação (mestrado), Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), Recife, 64p.

GONÇALVES, R.F.; CHERNICHARO, C.A.L.; ANDRADE NETO, C.O.; ALEM SOBRINHO, P.; KATO, M.T.; COSTA, R.H.R.; AIISE, M.M.; ZAIAT, M. (2001). Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores com biofilme. In:

CHERNICHARO, C.A.L.(Coord.) **Pós-tratamento de reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: [s.n.],. 544 p. (Projeto PROSAB).

GRANADO, D.C. (2004). **Variações nictemerais e sazonais na estrutura da comunidade fitoplanctônica num sistema de lagoas de estabilização (Novo Horizonte, SP)**. Dissertação (mestrado), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 128p.

GUERRIN, F. (1988) Valorization of wastewater treatment ponds zooplankton as a basis to feed larvae and juveniles of cyprinids. **Bulletin Francaise Peche et Piscicultur**. n.311, p.113–125.

GÜNTZEL, A.; ROCHA, O. (1998). Relações entre a comunidade zooplanctônica e as condições tróficas da lagoa Caconde Osório, RS, Brasil. **Iheringia**, Série Zoológica, v. 84, p. 65-71.

HENSEN, V. (1987). Über die bestimmung des planktons oder in meer treibenden material an pflanzen und Tiere. Ber. Komm. **Wiss. Unters**. Meere, v. 5, p. 1-9.

HORN, H.; HORN, W (2008). Bottom-up or top-down - How is the autotrophic picoplankton mainly controlled? Results of long-term investigations from two drinking water reservoirs of different trophic state. **Limnologia** v.38, p.302-312.

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

KIBRIA, G.; NUGEGODA, D.; FAITCLOUGH, R.; LAM, P.; BRADLY, A. (1997). Zooplâncton: Its biochemistry and significance in aquaculture Naga, **The Iclarm Quarterly**, v.20, n.2.

KÖNIG A.M. (1990). Capítulo 3. Biologia das lagoas. Algas. *In*: MENDONÇA, S.R. **Lagoas de estabilização e aeradas mecanicamente: novos conceitos**. João Pessoa, 385p.

KONIG, A. (1984). **Ecophysiological studies on some algae and bacteria of waste stabilization ponds**. PhD Thesis. University of Liverpool. Liverpool.

KONIG, A.; CEBALLOS, B. S. O.; FLORENTINO, I. Q. B. (1991). Avaliações do ciclo diário de parâmetros físico-químicos e microbiológicos em sistemas de lagoas de estabilização em escala real. *In*: 16º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Goiânia, 1991, **Anais...** Rio de Janeiro, ABES. v. 2, tema I, p. 20-36.

LAWS, E.A. (1993). Sewage treatment. *In*: **Aquatic pollution: an introductory text**. New York, Wiley, p.125-156.

MADIGAN, M.T.; MARTINKO, J.M.; PARKER, J. (2006). **Brock Biology of microorganisms**. 11 ed. Prentice Hall, Inc USA.

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

MARA, D.D.; PEARSON, H. (1998). **Design manual for waste stabilization ponds in Mediterranean Countries**. Lagoon Technology International Ltda., England.

MARA, D.D.; PEARSON, H.W. (1987). **Waste Stabilization Ponds: Design Manual for Mediterranean Europe**. World Health Organization, Copenhagen.

MARA, D.D.; PEARSON, H.W. (1986). Waste stabilization pond research: experimental methods and data analysis. *In: Seminario Regional de Investigación sobre Lagunas de estabilización. Anais...* Lima. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. p.145-157.

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

MENDONÇA, S.R. (2000). **Sistemas de lagunas de estabilización**. Columbia: Editora Nomos S.A., cap.7, p.198-254.

MENDONÇA, S.R. (1990). **Lagoas de estabilização aeradas mecanicamente: novos conceitos**. CIP-Brasil. Catalogação na fonte. Sindicato Nacional dos Editores de Livros, Rio de Janeiro/RJ. 388p.

MOSCOSO, J.C.; NAVA, H.; MUÑOZ, A.F. (1992). **Reuso en acuicultura de las aguas residuales tratadas en las lagunas de estabilización de San Juan**. Acuicultura, CEPIS, Lima, Peru, 35p.

NANDINI, S. (1999) Variations in physic-chemical parameters and plankton community structure in a series of sewage stabilization ponds. **Revista Biologia Tropical**. v.47, (Supl.1), p.149-156.

NOGUEIRA, M. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (1996). Limnologia de um sistema artificial raso (Represa do Monjolinho, São Carlos, SP): dinâmica das populações planctônicas. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 8, n. 1, p. 149-168

OUDDA, B.; ANDALOUSSI, M.; FRANCA, S.; BARROS, P.; MARTINS, R.; OUFDOU, K.; SBIYYAA, B.; LOUDIKI, M.; MEZRIOUI, N.; VASCONCELOS, V. (2000). Harmful cyanobacterial toxic blooms in waste stabilization ponds. **Water**

Science and Technology, v.42, p.179-186.

PALMER, M. C. (1980). **Algae and water pollution: the identification, significance and control of algae in water supplies and in polluted water.** Castle House, 123p.

PEARSON, H.W.; MARA, D.D.; CAWLEY, L.R.; ARRIDGE, H.M.; SILVA, S.A. (1996). The performance of a innovative tropical experimental waste stabilization pond system operating at high organic loadings. **Wat. Sci. Technol.** v.33, n.7, p.63-73.

OLIVEIRA, R. *et. al.* (1997) Biomassa e diversidade de gêneros de algas numa série longa de lagoas de estabilização. *In:* 19^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...** ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Foz do Iguaçu, PR. p.14-19.

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

RIOS, E.N. (2007). **Caracterização e comportamento de uma série de Lagoas de polimento tratando esgotos sanitários.** Dissertação (mestrado), Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Viçosa (UFV), Viçosa. 127p.

RISSIK, D.; SHON, E.H.; NEWELL, B.; BAIRD, M.E. (2009). Plankton dynamics due to rainfall, eutrophication, dilution, grazing and assimilation in an urbanized coastal lagoon, **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 84, p.99-107.

SENNA, P.A.C. (1979). **Cyanophyceae da lagoa de estabilização de São Carlos, Estado de São Paulo, Brasil.** Dissertação (mestrado), Universidade de São Paulo, São Paulo, 116p.

SOLDATELLI, V.F. (2007). **Avaliação da comunidade fitoplanctônica em lagoas de estabilização utilizadas no tratamento de efluentes domésticos. Estudo de caso: ETE- UCS.** Dissertação (mestrado), Programa de Pós-graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRS). Porto Alegre.

SUETMASU, G.L. (1995) Aspectos generales y principios básicos de los sistemas de lagunas de estabilización. *In:* **Seminario Internacional de Lagunas de Estabilización**, Colombia, p.3-12.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (2008). **Limnologia.** São Paulo: oficina de textos, 631p.

TUNDISI, J.G. (2003). **Água no Século XXI: Enfrentando a Escassez.** São Carlos: RiMA. 248p.

UEHARA, M.Y.; VIDAL, W.L. (1989). **Operação e manutenção de lagoas anaeróbias e facultativas**. São Paulo: CETESB (Séries Manuais). 89p.

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

VOLTOLINA, D. *et al.* (1998). Growth of *Scenedesmus* sp. in artificial wastewater. **Bioresource Technology**. v.68, p. 265-268.

von SPERLING, M.; Oliveira, C.M. (2010). Avaliação da influência do tempo de detenção hidráulica e da taxa de aplicação superficial na composição da comunidade fitoplanctônica presente em lagoas de polimento e a influência dessa comunidade nas condições ambientais (pH, OD e amônia) das lagoas. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica**. v.3, n. 1, p.11-21.

von SPERLING, M.; JORDÃO, E.P.; KATO, M.T.; ALÉM SOBRINHO, P.; BASTOS, R. K.X.; PIVELLI, R.P. (2003). Lagoas de estabilização. *In*: Gonçalves, R. F. (Coord.). **Desinfecção de efluentes sanitários**. ABES, RiMa, Rio de Janeiro, p.275-336 (Projeto PROSAB).

von SPERLING, M. (2002). **Lagoas de estabilização**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, 3), 196p.

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

WRIGLEY, T. J.; TOERIEN, D. F. (1990). Limnological aspects of small sewage ponds. **Wat. Res.**, v.24, n.1, p.83-90.

ZULKIFLI, H. (1992). **Traitement des eaux usées par lagunage à haut rendement: structure et dynamique des peuplements phytoplanctoniques**. Thèse, Université de Montpellier I, Montpellier, France. 206p.

CAPÍTULO 1

ESTUDO TAXONÔMICO DO FITOPLÂNCTON EM UM SISTEMA PILOTO DE TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO EM LAGOAS DE POLIMENTO

RESUMO

MAGALHÃES, Adriana Barbosa Sales de, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, Novembro de 2011. **Estudo taxonômico do fitoplancton em um sistema piloto de tratamento de esgoto sanitário em lagoas de polimento.** Orientador: Walter Campos Otoni.

Apesar da importância das microalgas e cianobactérias no tratamento de esgotos por lagoas de estabilização, são poucas as referências de levantamentos taxonômicos nesses ambientes. O presente trabalho teve como objetivo o levantamento e o estudo taxonômico das microalgas e cianobactérias em um sistema piloto de tratamento de esgoto sanitário em quatro lagoas de polimento, contribuindo assim para o conhecimento destes organismos nesses ambientes. O estudo baseou-se em análise de amostras coletadas em quatro lagoas em série no período de fevereiro de 2009 a junho de 2010. As amostras foram coletadas, com rede de plâncton (abertura de malha de 20 µm) em seguida foram subdivididas em duas, sendo uma fixada com formol 4% e outra mantida viva para observação das características morfológicas indispensáveis à identificação. As análises foram feitas em microscópio óptico e os táxons identificados foram descritos, incluindo as características morfológicas e métricas disponíveis, seja da vida vegetativa seja da reprodutiva, as quais foram observadas, sempre que possível, em populações-amostra. Tal análise permitiu conhecer a variação morfológica e métrica em cada unidade amostral estudada. Também foram apresentadas ilustrações sob forma de pranchas. Para o enquadramento taxonômico, foram utilizadas chaves de identificação disponíveis em artigos e livros especializados. Foram identificados 103 táxons distribuídos em 7 classes: Cyanophyceae (18), Chlorophyceae (53), Zygnemaphyceae (2), Euglenophyceae (21), Dinophyceae (1), Chrysophyceae (2) e Cryptophyceae (6). A lagoa 3 (L3) apresentou o maior número de táxons (91), seguido da L2 (87), L4 (81) e L1 (73). Os gêneros *Scenedesmus* (Chlorophyceae) e *Euglena* (Euglenophyceae) foram os mais representativos, com o maior número de espécies (9 cada). Os organismos fitoplanctônicos encontrados no sistema estudado estão entre os descritos como tolerantes a altas cargas orgânicas.

Palavras chave: taxonomia; fitoplâncton; tratamento de esgoto sanitário; lagoas de polimento

ABSTRACT

MAGALHÃES, Adriana Barbosa Sales de, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, November 2011. **Taxonomic study of the Phytoplankton in a pilot sewage treatment plant of stabilization ponds.** Adviser: Walter Campos Otoni. Co-adviser: Rafael Kopschitz Xavier Bastos.

Even though the microalgae and cyanobacteria has been proven as an important part of the sewage treatment, there are few available studies about taxonomy of those organisms in sewage treatment plants. The purpose of the current study is to search and to provide the taxonomic information of the phytoplankton in a pilot sewage treatment plant with four stabilization ponds. The study were developed using analytical data of samples from four sequential ponds between February and June of 2009. The samples were collected with plankton net (pore size 20 μm) and divided into two samples. The former subdivided sample were treated with formaldehyde 4% and the other part of the sample were kept alive to further observation of the morphological characteristics, because of essential role to its identification. The analysis were performed in optical microscope and the taxa were identified and described including morphological and metrical parameters of vegetative and reproductive life of the population sampled. Those analysis have provided information about the morphological and metric variation of the each unit evaluated. Schematic diagrams of the species evaluated are presented. We have used identification keys available in specialized papers and books to achieve the taxonomic classification. One hundred and three taxa were identified among seven classes: Cyanobacteria (18), Chlorophyceae (53), Zygnemaphyceae (2), Euglenophyceae (21), Dinophyceae (1), Chrysophyceae (2) and Cryptophyceae (6). The stabilization pond 3 (L3) have shown the larger number of taxa (91), followed by the L2 (87 taxa), L4 (81) and L1 (73). The genus *Scenedesmus* (Chlorophyceae) and *Euglena* (Euglenophyceae) were the most representative genus with the large number of species (9 species each). The phytoplankton organisms founded in the study are considered as resistant to high levels of organic pollutants.

Keywords: taxonomy; phytoplankton; sewage treatment; stabilization pond

1. INTRODUÇÃO

Um dos principais problemas que o Brasil enfrenta no tocante à preservação e manejo dos recursos hídricos é a contaminação por esgoto doméstico, que lançados de forma indiscriminada causam severos impactos, prejudicando a qualidade da água.

Nos países em desenvolvimento, como o Brasil, os recursos investidos em tratamento de esgotos ainda são escassos e, assim, a simplicidade e o baixo custo de implantação e operação dos sistemas de tratamento são de extrema importância na seleção das alternativas mais adequadas. Entre os diversos sistemas de tratamentos 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 (GONÇALVES, 2008).

Neste contexto, o emprego de sistemas reatores UASB (Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente) e biofilmes aerados submersos (BF) para o tratamento de esgotos sanitários vêm crescendo no Brasil, por constituírem sistemas compactos, de relativa simplicidade, baixo custo operacional e elevada capacidade de remoção de matéria orgânica e de sólidos em suspensão.

Em lagoas de estabilização, a diversidade de espécies é influenciada pela concentração de matéria orgânica, intensidade luminosa, temperatura e características morfométricas das lagoas, sendo que os gêneros mais tolerantes à poluição orgânica são *Euglena*, *Oscillatoria*, *Chlamydomonas*, *Scenedesmus*, *Chlorella*, *Nitzschia*, *Navicula* e *Stigeoclonium* (PALMER, 1969).

Segundo Arceivala (1981) as microalgas são fundamentais em lagoas de estabilização e a densidade desses organismos pode ser superior à de bactérias, tornando a água com coloração esverdeada e constituindo a principal fração dos sólidos em suspensão (SS). O mecanismo de estabilização consiste na atividade metabólica de bactérias aeróbias, que decompõem a matéria orgânica presente no meio, liberando nutrientes dissolvidos. As microalgas utilizam dióxido de carbono, água, amônia, fosfato e outros compostos inorgânicos para a síntese celular e através de fotossíntese, liberam oxigênio para o meio líquido que ajuda a manter as condições aeróbias.

Os trabalhos de acompanhamento do desempenho e de avaliação das lagoas de estabilização referentes às atividades microbianas têm focado, principalmente, o número de espécies presentes e os prováveis fatores responsáveis pela dominância de determinados grupos. Estes trabalhos tiveram por objetivo analisar a influência das

variáveis ambientais na predominância de grupos específicos de microrganismos, avaliar a dinâmica da qualidade da água e da comunidade planctônica, bem como conhecer os fatores envolvidos no processo biológico para tratamento das águas residuárias (GLOYNA, 1973; PEARSON *et al.*, 1987; RANGEBY *et al.*, 1996; DAVIES-COLLEY *et al.*, 1999; CEBALLOS, 2000; KAYOMBO *et al.*, 2002; KONIG, 2000; FALCO, 2005; BASTOS *et al.*, 2010).

Apesar da importância das microalgas no tratamento de esgotos por lagoas de estabilização, existem poucas referências de levantamentos taxonômicos, a exemplo de Cardoso (1979) que efetuou o inventário florístico do fitoplâncton na lagoa de estabilização de São Jose dos Campos, no Estado de São Paulo, incluindo ilustrações e descrições de cada táxon. No entanto, na maior parte dos trabalhos relacionados, os táxons encontrados, constam apenas em listas dos organismos identificados. Branco (1975) e Silva e Mara (1979) descreveram os principais gêneros de microalgas encontrados em lagoas de estabilização. Sena (1979) analisou as cianobactérias de uma lagoa de estabilização em São Carlos no Estado de São Paulo e desenvolveu uma chave para identificação dos organismos encontrados nesse ambiente.

O conhecimento das microalgas e cianobactérias, presentes em lagoas de estabilização é fundamental para a compreensão do desempenho desses sistemas permitindo a avaliação do tratamento adequado à redução da eutrofização dos corpos de água receptores. Esse conhecimento também é importante para avaliar os riscos potenciais dos efluentes finais, associados à saúde pública, ampliando, inclusive, a utilização das águas residuárias.

De acordo com Senna e Magrin (1999), a taxonomia é a base de todo conhecimento científico e sem esta ferramenta não se faz ciência em qualquer momento do processo cognitivo. No entanto, a correta identificação das espécies de microalgas e cianobactérias é um desafio, principalmente para pesquisadores de outras áreas do conhecimento. No tocante às cianobactérias, somente em torno de 5% a 10% da diversidade de biótopos extremos e tropicais é conhecida, sendo esse um dos problemas mais sérios enfrentados dentro deste grupo, já que em trabalhos experimentais e ecológicos, o estudo taxonômico é uma tarefa indispensável e contribui para uma boa avaliação da diversidade desses organismos (KOMÁREK 2003).

Diante da importância de conhecer os organismos fitoplanctônicos que participam do processo de autodepuração de águas residuais em lagoas de estabilização, o presente estudo fornece um levantamento florístico das microalgas e cianobactérias

em um sistema de tratamento de esgoto sanitário em lagoas de polimento no município de Viçosa, Minas Gerais, Brasil, incluindo ilustrações e descrições morfológicas e métricas de cada táxon, visando subsidiar a identificação de organismos indicadores de poluição orgânica.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado na Unidade Integrada de Tratamento de Esgotos e Utilização de Efluentes, no município de Viçosa, localizado no sudeste de Minas Gerais, entre as coordenadas geográficas de $20^{\circ}45'14''$, latitude sul, e o meridiano de $42^{\circ}52'54''$, longitude oeste (Figura 1).

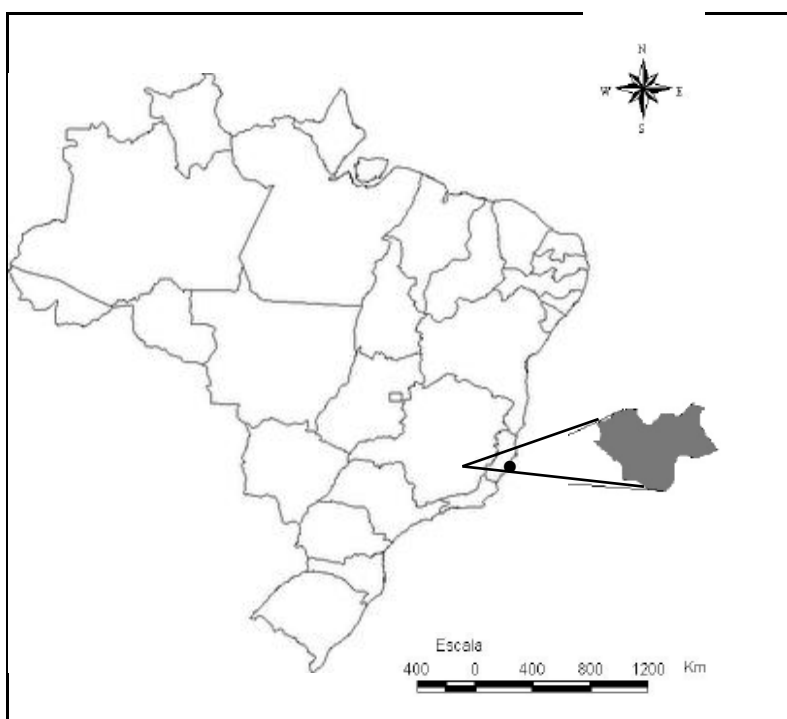


Figura 1: Mapa da localização do município de Viçosa.

A unidade de tratamento é constituída por um conjunto UASB + BF, em escala real ($115 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$), pré-fabricado em aço, seguido de três lagoas de polimento em série, e uma quarta lagoa (L4), em paralelo à terceira, todas em escala piloto e pré-fabricadas em fibra de vidro, com 90 cm de profundidade, 5,7 m de comprimento e 2,85 m de largura (Figura 2).

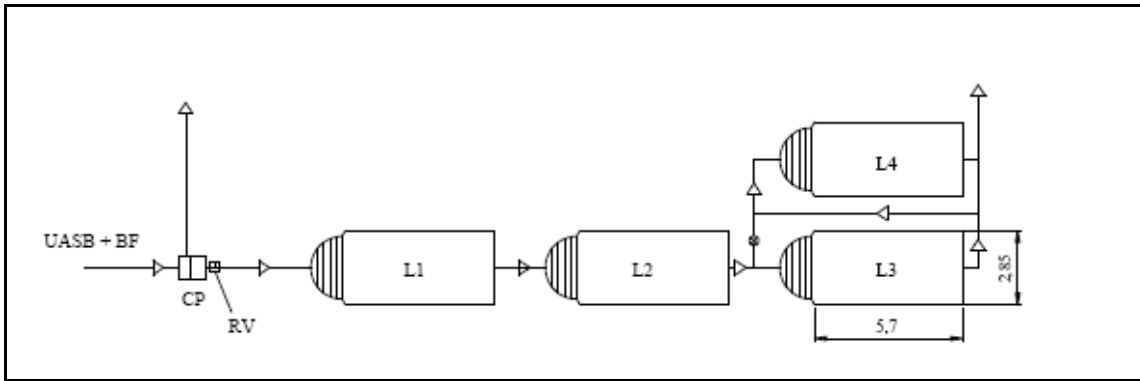


Figura 2: Ilustração esquemática da série experimental de lagoas de estabilização.

Fonte: RIOS (2007)

Legenda: UASB: Reator anaeróbio de fluxo ascendente; BF: Biofiltro aerado submerso; CP: Caixa de passagem; RV: Regulador de vazão; L1, L2, L3 e L4: Lagoas de polimento

O período de estudo iniciou em fevereiro de 2009 e se estendeu até junho de 2010, com interrupção nos meses de setembro, novembro e dezembro devido a problemas operacionais. Ao longo do período o sistema de lagoas foi operado com variações em termos de vazão e, por conseguinte, de tempo de retenção hidráulica (TDH), caracterizando dois ‘períodos operacionais’. De fevereiro a outubro de 2009 a vazão das lagoas foi de $3,5 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ e o TDH de quatro dias em cada lagoa. Já no período de janeiro a junho de 2010 a vazão foi de $2 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ e o TDH de sete dias em cada lagoa.

2.2. Métodos de coleta e preservação das amostras

Para o estudo de microalgas e cianobactérias, as amostras foram coletadas nas quatro lagoas de polimento pela filtração da água e concentração com rede de plâncton, com abertura de malha de $20 \mu\text{m}$. O material coletado foi, em parte, fixado com formol 4%, logo após a coleta e uma subamostra foi mantida viva para observação das características morfológicas indispensáveis à identificação taxonômica, tais como: movimento, locomoção, metabolia, forma e número de cloroplastídios e disposição dos grãos de paramido no protoplasto.

2.3. Estudo e identificação

Para análise taxonômica dos organismos utilizou-se microscópio Zeiss, modelo Axioplan equipado com contraste de fase e epifluorescência. A análise das amostras foi

efetuada, primeiramente com material vivo. Procurou-se observar o maior número de indivíduos e, sempre que possível, através da análise de populações aumentando, assim, a validade das interpretações.

Os espécimes encontrados foram desenhados e medidos, respectivamente, com auxílio de fotomicrografias obtidas em microscópio óptico Zeiss Axioplan-2 com máquina acoplada e através de ocular micrometrada. Quando necessário, fez-se uso de luz de epifluorescência para diferenciar bacterioplâncton de cianobactérias; contraste de fase e nanquim foi utilizado para evidenciar bainha mucilaginosa e iodo para evidenciar grãos de amido. Os sistemas de classificação adotados foram: Round (1971) para Chlorophyceae e Zygnemaphyceae, Hoffmann *et al.* (2005) para Cyanophyceae e Bourrelly (1981, 1985) para as demais classes. Dentre os trabalhos utilizados para identificação de gêneros e espécies destacam-se: Komárek e Fott (1983), Sant'Anna (1984), Ettl e Gärtner (1988), Hegevald e Silva (1988), Nogueira (1991) e Comas (1996) para Chlorococcales; Tell e Conforti (1986), Menezes (1994), Xavier (1994) e Menezes e Bicudo (2008) para Euglenophyceae; Castro *et al.* (1991) e Menezes (1994) para Cryptophyceae; Sormus e Bicudo (1994) para Zygnemaphyceae; Komárková-Legnerová e Cronberg (1994), Azevedo e Sant'Anna (1999, 2003), Senna *et al.* (1999), Komárek e Azevedo (2000), Sant'Anna *et al.* (1989) e Werner (2002) para Cyanophyceae, Bicudo (2004) para Volvocales e Ferragut *et al.* (2005) para Scenedesmaceae.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram identificados 103 táxons, distribuídos em 7 classes: Chlorophyceae (53), Euglenophyceae (21), Cyanophyceae (18), Cryptophyceae (6), Zygnemaphyceae (2), Chrysophyceae (2) e Dinophyceae (1) (Tabela 1).

Tabela 1: Táxons encontrados nas lagoas de polimento (L1, L2, L3 e L4) no período estudado (Fevereiro/2009 a Junho/2010)

Táxons	Lagoas			
	L1	L2	L3	L4
CYANOPHYCEAE				
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>		X	X	X
<i>Aphanothece smithii</i>	X	X	X	X
<i>Chroococcus minutus</i>	X	X	X	X
<i>Dolichospermum planctonicum</i>	X	X		
<i>Geitlerinema unigranulatum</i>		X	X	X
<i>Gomphosphaeria</i> sp.	X		X	X
<i>Heteroleibleinia kuetzingii</i>			X	X
<i>Leptolyngbya lagerheimii</i>		X	X	X
<i>Leptolyngbya perelegans</i>	X	X	X	X
<i>Merismopedia tenuissima</i>	X	X	X	
<i>Microcrocis pulcheella</i>		X	X	X
<i>Oscillatoria subbrevis</i>	X	X	X	X
<i>Oscillatoria</i> sp.	X	X	X	
<i>Phormidium natans</i>		X	X	X
<i>Phormidium willei</i>		X	X	X
<i>Pseudanabaena galeata</i>	X	X	X	X
<i>Synechococcus nidulans</i>	X	X	X	X
<i>Synechocystis aquatilis</i>	X	X		
CHLOROPHYCEAE				
<i>Actinastrum aciculare</i>	X	X		X
<i>Ankistrodesmus gracilis</i>	X			X
<i>Chlamydomonas agloëformis</i>	X	X	X	X
<i>Chlamydomonas debaryana</i>	X	X	X	X
<i>Chlamydomonas gloeopara</i>	X	X	X	X
<i>Chlamydomonas planctogloea</i>	X	X	X	
<i>Chlamydomonas sordida</i>	X	X	X	X
<i>Chlorella ellipsoidea</i>	X	X	X	X
<i>Chlorella homosphaera</i>	X	X	X	X
<i>Chlorella vulgaris</i>	X	X	X	X
<i>Chlorococcum</i> cf. <i>minimum</i>	X	X	X	X
<i>Chlorococcum infusionum</i>	X	X	X	X
<i>Chlorogonium fusiforme</i>	X	X	X	X

Tabela 1: continuação

Táxons	Lagoas			
	L1	L2	L3	L4
<i>Chloromonas frigida</i>	X	X	X	X
<i>Choricystis minor</i> var. <i>gallica</i>	X	X	X	X
<i>Closteriopsis acicularis</i>	X	X	X	
<i>Coelastrum indicum</i>	X		X	
<i>Coelastrum microporum</i>			X	
<i>Coelastrum reticulatum</i>	X	X		X
<i>Coenocystis subcylindrica</i>	X		X	X
<i>Crucigenia tetrapedia</i>	X	X	X	X
<i>Desmodesmus communis</i>	X	X	X	X
<i>Desmodesmus opoliensis</i>	X	X	X	X
<i>Desmodesmus protuberans</i> var. <i>protuberans</i>		X	X	X
<i>Diacanthos belenophorus</i>	X	X	X	X
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	X			
<i>Elakatothrix gelatinosa</i>		X	X	
<i>Eutetramorus planctonicus</i>	X	X	X	X
<i>Golenkinia radiata</i>	X	X	X	X
<i>Golenkiniopsis solitaria</i>	X	X		
<i>Kirchneriella obesa</i>	X	X	X	X
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	X	X	X	X
<i>Monoraphidium contortum</i>	X	X	X	X
<i>Monoraphidium griffithii</i>	X	X		X
<i>Monoraphidium irregulare</i>	X	X	X	X
<i>Monoraphidium minutum</i>	X	X	X	X
<i>Monoraphidium tortile</i>		X	X	X
<i>Nephrocytium spirale</i>		X	X	X
<i>Oocystis borgei</i>	X	X	X	X
<i>Oocystis lacustris</i>	X	X	X	X
<i>Polytoma</i> sp.	X			
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	X	X	X	X
<i>Scenedesmus acutus</i>	X	X	X	X
<i>Scenedesmus bernardii</i>	X	X	X	X
<i>Scenedesmus dimorphus</i>	X	X	X	X
<i>Scenedesmus ecornis</i>	X	X	X	X
<i>Scenedesmus ellipticus</i>	X	X	X	X
<i>Scenedesmus obliquus</i>	X	X	X	X
<i>Scenedesmus obtusus</i>	X	X	X	X
<i>Scenedesmus pectinatus</i>	X	X	X	X
<i>Stigeoclonium helveticum</i>	X		X	X
<i>Ulotrix tenerrima</i>	X	X	X	X
<i>Westella botryoides</i>			X	
ZIGNEMAPHYCEAE				
<i>Closterium gracile</i>		X	X	X
<i>Cosmarium galeritum</i> var. <i>galeritum</i>				X

Tabela 1: continuação

Táxons	Lagoas			
	L1	L2	L3	L4
EUGLENOPHYCEAE				
<i>Astasia cylindrica</i>	x	x	x	x
<i>Cryptoglena skujae</i>		x		
<i>Euglena agilis</i> var. <i>agilis</i>	x	x	x	x
<i>Euglena caudata</i> var. <i>caudata</i>	x	x	x	
<i>Euglena limnophila</i> var. <i>limnophila</i>	x	x	x	
<i>Euglena mutabilis</i> var. <i>mutabilis</i>	x	x	x	x
<i>Euglena proxima</i>	x	x	x	x
<i>Euglena pisciformis</i>	x	x	x	x
<i>Euglena viridis</i> var. <i>viridis</i>	x	x	x	x
<i>Lepocinclis acus</i> var. <i>acus</i>	x	x	x	x
<i>Lepocinclis ovum</i> var. <i>ovum</i>	x	x	x	x
<i>Lepocinclis oxyuris</i>	x	x	x	x
<i>Lepocinclis texta</i>		x	x	X
<i>Menoidium gracile</i>	x	x	x	X
<i>Phacus caudatus</i>	x	x	x	X
<i>Phacus curvicauda</i>	x	x	x	X
<i>Phacus dangeardii</i>	x	x	x	X
<i>Strombomonas ovalis</i>	x		x	
<i>Trachelomonas hispida</i>	x		x	X
<i>Trachelomonas robusta</i>	x	x	x	X
<i>Trachelomonas volvocina</i> var. <i>volvocina</i>	x	x	x	X
DINOPHYCEAE				
<i>Peridinium umbonatum</i>		x	x	X
CHRYSOPHYCEAE				
<i>Dinobryon sertularia</i>			x	X
<i>Synura</i> sp.				
CRYPTOPHYCEAE				
<i>Chilomonas paramaecium</i>	x	x	x	X
<i>Cryptomonas erosa</i>	x	x	x	X
<i>Cryptomonas marssonii</i>	x	x	x	X
<i>Cryptomonas obovata</i>	x	x	x	X
<i>Protocryptomonas ellipsoidea</i>	x	x		X
<i>Protocryptomonas sygmoidea</i>	x			X

CYANOPHYCEAE

CHROOCOCCALES

CHROOCOCCACEAE

Chroococcus minutus (Kützing) Nägeli, **Gatt. einz. Algen.** 46. 1849.

Colônias alongadas, constituídas por 2 (-4) células 8,9-10,2 µm diâm.; envelope mucilaginoso homogêneo, incolor, contorno conspícuo; células esféricas ou hemiesféricas após a divisão, 5,1-7,5 µm diâm., sem envelope mucilaginoso; conteúdo celular verde-azulado escuro com grânulos ou não; sem aerótopos.

Figura 3

MERISMOPEDIACEAE

Aphanocapsa delicatissima W. et G.S. West, **J. Linn. Soc. Bot.** 40: 431. 1912.

Colônias irregulares, arredondadas ou elípticas, 18.6-45,5 µm diâm., 35-46 µm comp.; células esféricas, arranjadas irregularmente em envelope mucilaginoso hialino, homogêneo e difluente, com 0,7-1 µm diâm.; conteúdo celular verde-azulado, homogêneo sem aerótopos.

Figura 4

Gomphosphaeria sp.

Colônias solitárias, arredondadas, irregulares (25-48,6 µm diâm.), envelope mucilaginoso homogêneo, incolor; hastes mucilaginosas espessas; células obovóides ou cordiformes (3,5-6,9 µm diâm.); conteúdo celular verde-azulado claro, granuloso ou não, sem aerótopos.

Figura 5

Merismopedia tenuissima Lemmermann, **Bot. Zbl.** v.76, p.154. 1898.

Colônias tabulares, planas, quadráticas, com células dispostas em fileiras regulares, próximas umas das outras; envelope mucilaginoso homogêneo, incolor; células arredondadas ou hemisféricas após a divisão, 1,2-1,64 µm diâm.; conteúdo celular verde azulado, claro, homogêneo, sem aerótopos.

Figura 6

Microcrocis pulcheella in Engler & Prantl, **Natürl. Pflanzenfam.**, 2. ed., 1b, p.56. 1942.
Colônias tabulares, planas, alongadas, irregulares, 45-73 µm diâm., 70-86 µm comp., compostas por várias células dispostas irregularmente no envelope mucilaginoso homogêneo e incolor; células em vista lateral oblongas, 2-4-2 µm diâm.; 3-5 µm comp., sem envelope mucilaginoso, conteúdo celular verde-azulado, homogêneo, sem aerótopos.

Figura 7

Synechocystis aquatilis Sauvageau, **Bull. Soc. Bot.Fr.** v.34, p.104. 1892.
Células arredondadas, solitárias, ou em grupos de 2-4 células, 5,6-7,2 µm diâm.; conteúdo celular verde azulado, granuloso, sem aerótopos.

Figura 8

SYNECHOCOCCACEAE

Aphanothece smithii Komárk.-Legn. & Cronb., **Algol. Studies.** v.72, p.25, 1994.
Colônias alongadas, arredondadas ou ovais; compostas por numerosas células distribuídas frouxa e irregularmente no envelope mucilaginoso; mucilagem homogênea, incolor, hialina; células ovais ou cilíndricas, com extremidades arredondadas, 1,2-1,7 µm diâm. 2,3-2,8 µm comp.; conteúdo celular verde-azulado, homogêneo, sem aerótopos.

Figura 9

Synechococcus nidulans (Pringsheim) Komárek, **Les d'eau douce.** v.3, p.310. 1970.
Células isoladas, ovais ou cilíndricas, sem mucilagem; 0,8-1,8 µm de diâm., 1,5-4,6 µm comp.; sem envelope mucilaginoso; conteúdo celular verde-azulado, homogêneo, sem aerótopos.

Figura 10

NOSTOCALES

NOSTOCACEAE

***Dolichospermum planctonicum* Brunnthaler 1903**

Tricomas solitários, retos ou levemente curvos, com bainha hialina ampla; células em forma de barril, 6,8-9 µm diâm.; célula apical arredondada; conteúdo celular verde-azulado, com aerótopos; heterocitos esféricos, 10,7-11,8 µm diâm.

Figura 11

OSCILLATORIALES

OSCILLATORIACEAE

***Oscillatoria subbrevis* Schmidle, *Bot. Jahrb.* 30:243, pl. 4, fig. 7. 1901.**

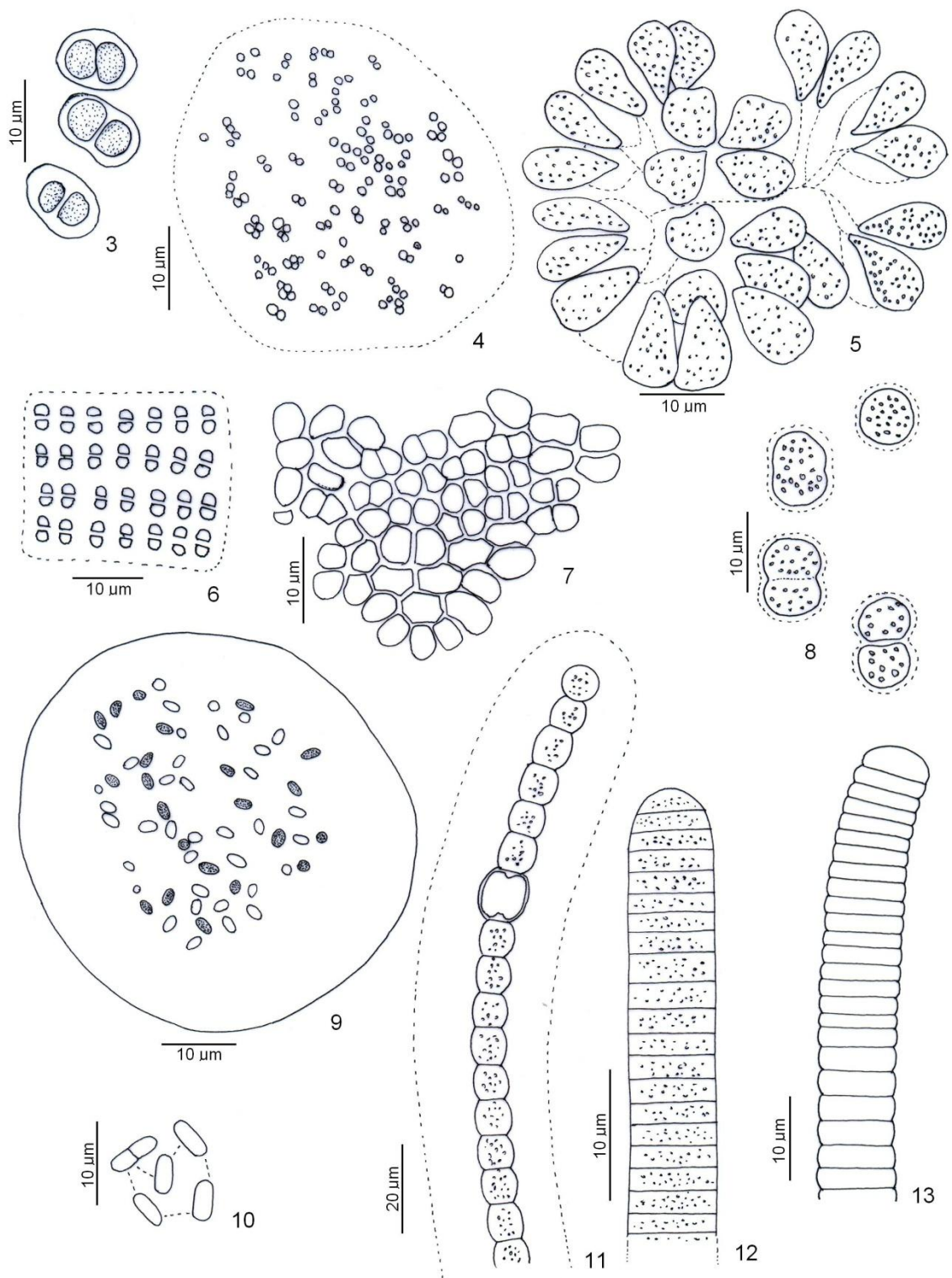
Tricomas retos, solitários, não atenuados, não constrictos, parede celular não granulada, células retangulares, 6,2-6,8 µm diâm.; 1,5-3,4 µm comp., conteúdo celular homogêneo, célula apical arredondada, sem caliptra.

Figura 12

***Oscillatoria* sp.**

Tricomas levemente constrictos, atenuados em direção à extremidade; ápice geralmente curvo, 8,5-9,6µm diâm.; células 1,5-3,2 µm comp., discóides, septos não granulados; conteúdo celular homogêneo; célula apical cônico-arredondada, curta.

Figura 13



Figuras 3-13: 3. *Chroococcus minutus*. 4. *Aphanocapsa delicatissima*. 5. *Gomphosphaeria* sp.. 6. *Merismopedia tenuissima*. 7. *Microcrocis pulcheella*. 8. *Synechocystis aquatilis*. 9. *Aphanothece smithii*. 10. *Synechococcus nidulans*. 11. *Dolichospermum planctonicum*. 12. *Oscillatoria subbrevis*. 13. *Oscillatoria* sp.

PHORMIDIACEAE

Geitlerinema unigranulatum (Singh) Kom. & Azevedo, **Algol. Stud.** 99: 51. 2000.
Tricomas solitários, retos, não constrictos; células mais longas que largas, 2 µm diâm., 4,2-5 µm comp.; célula apical cilíndrico-arredondada; conteúdo celular verde-azulado, com um grânulo em cada lado do septo.

Figura 14

Phormidium natans (Kützing ex Gomont) Senna & Compère, **Scripta Bot. Bel.**, v.16, p.81. 1998b.

Tricomas solitários, retos ou levemente curvos no ápice, não atenuados, constrictos, 5,7-8,5 µm diâm.; células 2,5-6,8µm comp., geralmente quadráticas a mais longas que larga; conteúdo celular homogêneo; septos granuloso célula apical arredondada, as vezes ligeiramente captada.

Figura 15

Phormidium willei (Gardner) Anagnostidis et Komárek, **Arch. Hydrobiol. Suppl.** v.80, n.1-4, **Algol. Studies**, v.50-53, p.406. 1988.

Tricomas solitários, retos ou levemente curvos, às vezes flexuosos, não atenuados, não constrictos, 2,5-3,2 µm diâm, células quadráticas, 2,3-3,8 µm comp.; conteúdo celular verde azulado, homogêneo, septos não granuloso; células apicais levemente cônicas com ápice arredondado, sem espessamento.

Figura 16

PSEUDANABAENACEAE

Heteroleibleinia kuetzingii (Schmidle) Compère, **Bull. Jard. Bot. nat. Belg./Bull. Nat. Plantentuin Belg.**, v.55, p.487. 1985.

Filamentos solitários reunidos em tufos, retos ou flexuosos, 2-2,4 µm diâm, bainha mucilaginosa fina, homogênea, incolor, tricomas não atenuados, não constrictos, 1,6-2,4 µm diâm.; célula 1-2 vezes mais curtas que longas, 1,2-2,3 µm comp.; conteúdo celular homogêneo, verde-azulado escuro, septos não granuloso; célula apical arredondada, sem espessamento.

Figura 17

Leptolyngbya lagerheimii (Gomont) Anagnostidis & Komárek, **Algolog. Stud.** 50-53: 391, 1988.

Tricomas não constrictos, 1,2-2,0 µm diâm.; bainha hialina; células 1,2-2,5µm comp., geralmente mais curtas que largas a quadráticas; septos não granuloso; conteúdo celular homogêneo; célula apical cônico-arredondada.

Figura 18

Leptolyngbya perelegans (Lemmermann) Anagnostidis et Komárek, **Arch. Hydrobiol. Suppl.** v.80, n.1-4, **Algol. Studies**, v.50-53, p.392. 1988.

Filamentos isolados ou emaranhados, tricomas retos ou flexuosos, não atenuados, 0,8-2,2 µm diâm.; bainha mucilaginosa estreita, incolor. Células 1-4 vezes mais longas que largas; conteúdo verde azulado; septos com um ou dois grânulos de cada lado, 2,2- 6,5 µm comp.

Figura 19

Pseudanabaena galeata Böchner, Det. Kgl. Dansk. Vidensk. Selsk. **Biol. Medd.** 21: 13. 1949.

Tricomas curtos, constrictos, geralmente com 4-8 células retas ou levemente curvas, mais longas que largas, 1,6-2,2 µm diâm., 2,5-3,6 µm comp.; conteúdo celular verde-azulado, homogêneo, septos não granuloso, com aerótopos terminais; célula apical cilíndrico arredondada, sem espessamento.

Figura 20

CHLOROPHYCEAE

CHAETOPHORALES

CHAETOPHORACEAE

Stigeoclonium helveticum Vischer, **Bot. Zentralbl.** 51: 56. 1993.

Talo formado por tufo heterótricos, verde claro; sistema ereto bem desenvolvido; sistema prostrado reduzido composto de ramos secundários curtos, originados da base dos filamentos eretos; células dos filamentos principais e secundários semelhantes em forma e tamanho, cilíndricas 10- 12,5 µm diâm., 18,7-53,7 µm comp.

Figura 21

CHLOROCOCCALES

BOTRYOCOCCACEAE

Dictyosphaerium pulchellum Wood 1874.

Colônias esféricas ou ligeiramente ovóides, 25-48 µm diâm.; células na periferia de um envelope de mucilagem hialino e homogêneo, 2,8-5,6 µm diâm., arranjadas de 4 em 4 nas terminações de ramificações mucilaginosas; cloroplastídio único, parietal, poculiforme, com 1 pirenóide.

Figura 22

CHLORELLACEAE

Ankistrodesmus gracilis (Reinsch) Korshikov, Protococcineae 305. 1953.

Colônias regulares, formadas por 4 células unidas por suas superfícies convexas; mucilagem hialina, concentrada na região central da colônia; células fusiformes, arcuadas, afilando gradualmente em direção aos ápices, 20,0-28,0 µm de distância entre os ápices, 3,0-3,5 µm diâm.; cloroplastídio único, parietal, sem pirenóide.

Figura 23

Chlorella ellipsoidea Gerneck 1907 Syn.: ? *Jaagia aquatica* Vischer 1955.

Células solitárias, ovaladas a elipsóides, 4-6,4 µm diâm; 7,3-10 µm comp.; um pirenóide conspicuo, ovalado ou esférico.

Figura 24

Chlorella homosphaera Skuja *Symb. bot. Upsal.*, 9(3): 130, pl. 15, 1948.

Células esféricas, isoladas, 2-4 µm diâm.; cloroplastídio único, parietal, poculiforme, sem pirenóide.

Figura 25

Chlorella vulgaris Beijerinck, *Bot. Ztg.* 48: 758. 1890.

Células solitárias ou, eventualmente, formando pequenos agregados, esféricas 5,3-8,6 µm diam; parede celular lisa e delicada; cloroplastídio parietal, poculiforme, com pirenóide.

Figura 26

Choricystis minor var. *gallica* (Bourr.) Kom., **Algol. Stud.** 24: 255. 1979.

Células solitárias, elipsóides, ovaladas, às vezes levemente curvas ou reniformes, extremos arredondados, assimétricos, 3,2-4,6 µm diâm., 5-6,8 µm comp.; cloroplastídio parietal, sem pirenóide.

Figura 27

Closteriopsis acicularis (G.M. Smith) Belcher & Swale 1962 var. *acicularis*.

Células solitárias alongadas, fusiformes com pólos acuminados e pontiagudos, 45,0-110,0 µm comp.; 2,0-5,0 µm diâm.; cloroplastídio parietal com aproximadamente 8-10 pirenóides organizados numa linha mediana ao longo do plastídio.

Figura 28

Elakatothrix gelatinosa Wille, Biol. Centralbl., v.18, p.302, fig. 9, 10. 1898.

Colônias fusiformes a fusiformes alargadas, 17,6-33,8 µm comp., 7,6-12,5 µm diâm. células dispostos aos pares oblíquos; cloroplastídio único, parietal; um pirenóide; células com um pólo arredondado e um pólo cônico, formando pares com pólos arredondados adjacentes, 9-13,8 µm comp., 2,8-4,6 µm diâm.

Figura 29

Kirchneriella obesa (W. West) Schmidle, **Ber. Naturf. Ges.** 7: 16. 1893.

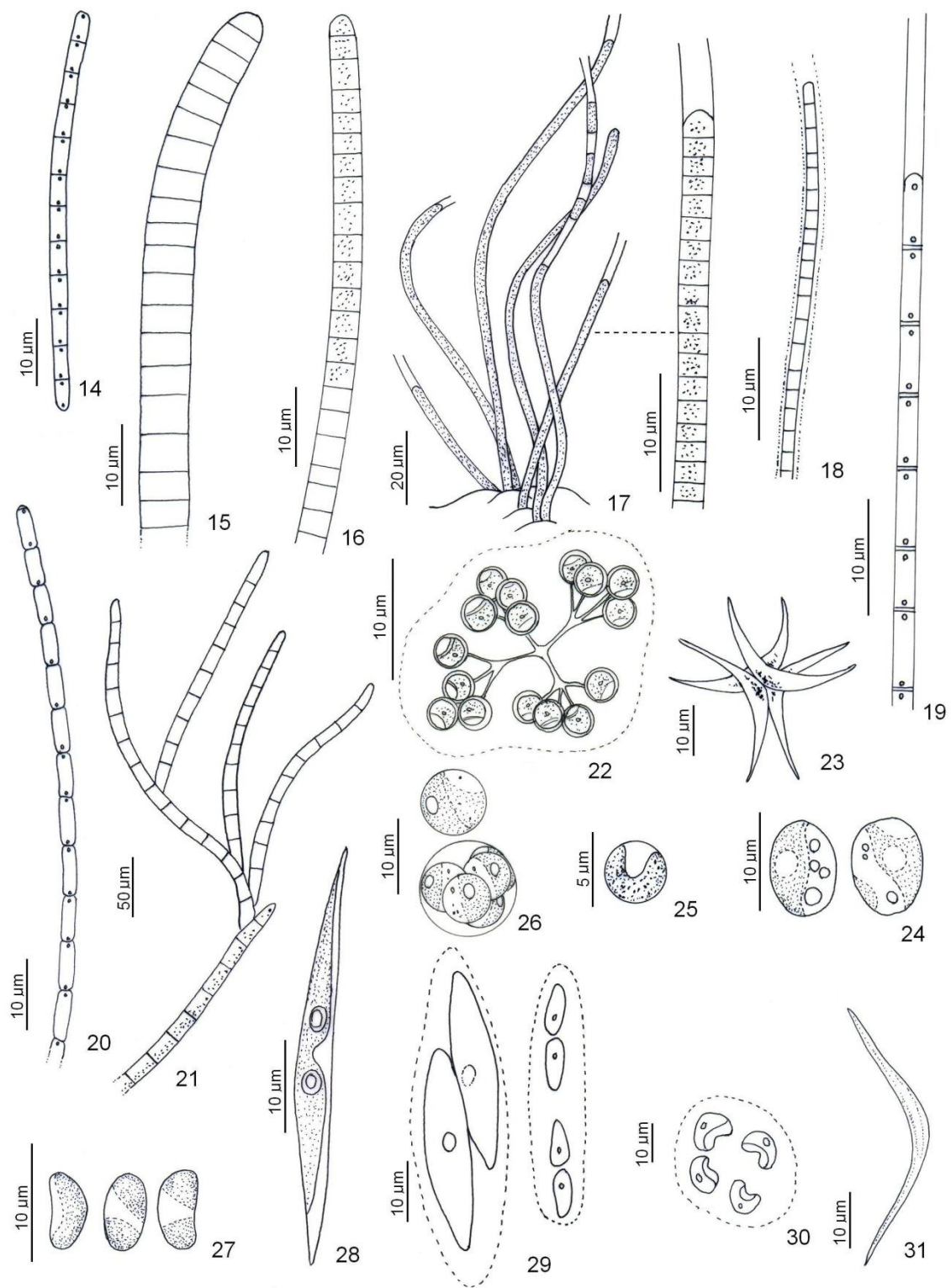
Colônias arredondadas formadas por 4-6-8 células irregularmente dispostas em uma mucilagem inconspícua, 32-36 µm diâm.; células lunadas, reniformes, com 3,5-4,5 µm diâm., 7,3-11 µm comp.; ápices arredondados ou afilados, 3,6-4 µm de distância entre os ápices; cloroplastídio único, parietal, com um pirenóide.

Figura 30

Monoraphidium arcuatum (Korshikov) Hindák, **Algolog. Stud.** 1:19. 1970.

Células solitárias, fusiformes, arcuadas, afilando gradualmente em direção aos ápices, pólos pontiagudos, 1,5-3,2 µm diâm., 35-48 µm comp.; cloroplastídio único, parietal, sem pirenóide.

Figura 31



Figuras 14-31: 14. *Geitlerinema unigranulatum*. 15. *Phormidium natans*. 16. *Phormidium willei*. 17. *Heteroleibleinia kuetzingii*. 18. *Leptolyngbya lagerheimii*. 19. *Leptolyngbya perelegans*. 20. *Pseudanabaena galeata*. 21. *Stigeoclonium helveticum*. 22. *Dictyosphaerium pulchellum*. 23. *Ankistrodesmus gracilis*. 24. *Chlorella ellipsoidea*. 25. *Chlorella homosphaera*.

26. *Chlorella vulgaris*. 27. *Choricystis minor var.gallica* 28. *Closteriopsis acicularis*. 29. *Elakatothrix gelatinosa*. 30. *Kirchneriella obesa*. 31. *Monoraphidium arcuatum*.

Monoraphidium contortum (Thuret in Bréb.) Komárková- Legnerová, *Stud. Phycol.* 104. 1969.

Células solitárias, fusiformes alongadas, helicoidais com 1 ou 1,5 voltas, afilando gradualmente em direção aos ápices, pólos pontiagudos, 19,0-25,0 µm comp., 1,2-2,5 µm diâm.; cloroplastídio único, parietal, sem pirenóide, incisão nuclear conspícua.

Figura 32

Monoraphidium griffithii (Berkeley) Komárková-Legnerová in Fott (ed.), *Stud. Phycol.*, p.98, pl. 11. 1969.

Células solitárias, fusiformes, alongadas, retas, ápices gradualmente afilados, pontiagudos, 34-53, 5 µm comp.; 2,2-3,6 µm diâm.; cloroplastídio único, parietal, chegando até o ápice da célula, sem pirenóide.

Figura 33

Monoraphidium irregulare (G.M. Smith) Komárk.- Legn., *Stud. Phycol.* 106. 1969. *Dactylococcopsis irregularis* G.M. **Smith Ark. Bot.** 17: 6. 1922.

Células isoladas, fusiformes, alongadas sigmóides, ápices gradualmente afilados, pontiagudos, 1-1,6 µm diâm., 35-39 µm comp.; cloroplastídio único, parietal, chegando até o ápice da célula, sem pirenóide.

Figura 34

Monoraphidium minutum (Nägeli) Komárk.-Legn., *Stud. Phycol.* 109., pl. 22.1969.

Células isoladas, lunadas a reniformes, ápices arredondados, dispostos no mesmo plano, 3,5-4,6 µm diâm., 9-11 µm comp.; 8,6 µm de distância entre os ápices; cloroplastídio único, parietal, sem pirenóide.

Figura 35

Monoraphidium tortile (West & West) Komárková – Legnerová 1969, *Stud. Phycol.* 103. pl. 17. 1969

Células solitárias, fusiformes, retas a levemente arcuadas, afilando gradualmente em ápices pontiagudos, 23,4-45 µm comp.; 2-3,5 µm diâm.; extremidades frequentemente assimétricas afilando-se para o ápice.

Figura 36

CHLOROCOCCACEAE

Chlorococcum infusionum (Schrank) Meneghini, **Memorie della Accademia delle scienze di Torino**: sér. 2, 5: 27, pl. 2, fig. 3. 1842

Indivíduos geralmente isolados, raro formando pequenos grupos; células adultas esféricas, raro elipsóides, 5,2-12,8 µm diâm.; cloroplastídio parietal, poculiforme a urceolado; parede celular variando desde delicada até espessa.

Figura 37

Chlorococcum cf. *minimum* Ettl & Gärtner, **Nova Hedwigia** 44: 511. 1987.

Indivíduos isolados; células jovens elipsóides a ovóides, células adultas esféricas ou quase, 15,2- 17,5 µm diâm.; cloroplastídio parietal, mais ou menos urceolado; um pirenóide, na parte basal; parede celular espessa.

Figura 38

COELASTRACEAE

Actinastrum aciculare Playf. f. *minimum* (Hub.-Pest.) Comp. **Bull. Jard. Bot. Nat. Belg.**, v.46, p.228, 1976.

Cenóbios com 4-12 células cônicas dispostas radialmente; 8-12 µm comp.; 0,5-1 µm diâm.; cloroplastídio único, parietal; um pirenóide.

Figura 39

Coelastrum indicum Turner, Bih. Kgl. Svensk. Vetensk. Akad. Handl. 25(5): 161.1892.

Cenóbios estrelados; 26,0-31,0 µm diâm., formado por 16 células, espaços intercelulares presentes; células arredondadas em vista lateral, poliédricas em vista apical, com espessamento apical na parede, 6,3-8,0 µm diâm.; cloroplastídio único, poculiforme, com um pirenóide.

Figura 40

Coelastrum microporum Näegeli 1855

Cenóbios esféricos, globosos 17,8-28,5 µm diâm., com pequenos espaços intercelulares; células esféricas 7,8-10,5 µm diâm.; parede celular fina; processos gelatinosos intercelulares não perceptíveis; cloroplastídio único, parietal, com um pirenóide.

Figura 41

Coelastrum reticulatum (Dangeard) Senn, **Bot. Ztg.**, v.57:66 p.. 1899.

Cenóbios esféricos, 18,0-28,0 µm diâm., formados por 32 células, espaços intercelulares presentes; sincenóbios frequentes, unidos por cordões mucilaginosos. Células esféricas em vista apical e lateral, sem espessamento apical na parede, unidas por 5 processos de ligação, 6,0-8,0 µm diâm.; cloroplastídio único, poculiforme, pirenóide não observado.

Figura 42

MICRACTINIACEAE

Golenkinia radiata R. Chod. (Fig. 5), **J. Bot.** 8: 305, pl. 3.

Células esféricas, 5,6-7,9 µm diâm, com numerosos espinhos dispostos regularmente, 7,8- 17,4 µm, retos finos e longos; cloroplastídio único, poculiforme, um pirenóide reniforme.

Figura 43

Golenkiniopsis solitaria (Korš.) Korš., *Protococcinae*. Akad. Nauk. v.5, p.249. 1953.

Células solitárias, esféricas, 6,5-8,6 µm diâm.; numerosas setas delicadas, longas, retas, 14,4-40,6 µm comp., dispostas regularmente na parede celular; cloroplastídio parietal, poculiforme, com um pirenóide esférico na região central.

Figura 44

OOCYSTACEAE

Diacanthos belenophorus Kors. *Protococcinae*, p.263, fig. 217, 1953.

Células solitárias, elípticas, oval a elipsóide, 10,4-40,6 µm comp., 4,5-7,8 µm diâm., sem envelope mucilaginoso; um espinho reto, em cada pólo da célula, 40-50 µm comp.; cloroplastídio único, parietal, em forma de taça, um pirenóide.

Figura 45

Nephrocytium spirale Beck - Mannagetta, **Arch. Protistenk** v.55, p.179. 1926.

Colônias esféricas, 4-6-8 células dispostas irregularmente envoltas em mucilagem hialina conspícua; células lunadas, ápices arredondados dispostos em planos diferentes; 4,6 µm diâm., 9,8 µm comp.; cloroplastídio parietal, um pirenóide.

Figura 46

Oocystis borgei Snow, **Bull. U.S. Fish Comm.**, v.22, p.379, pl. 2, fig. 7. 1903.

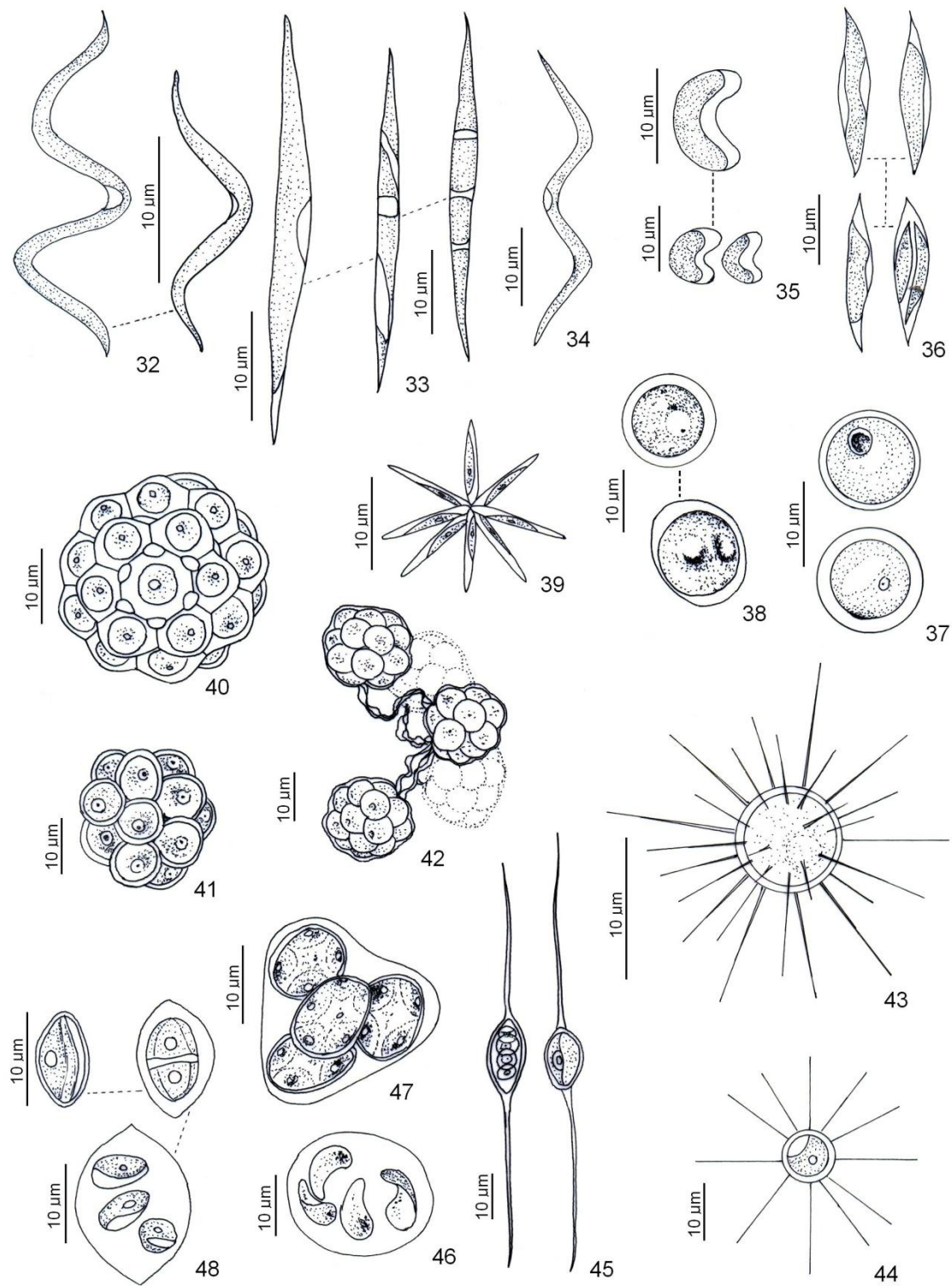
Colônias com 4-8 células distribuídas irregularmente numa mucilagem, células elípticas a oblongas com pólos arredondados e ausência de nódulos polares, 4,0-15,4 µm diâm; cloroplastídio em escudo, um pirenóide.

Figura 47

Oocystis lacustris Chodat 1897

Células elípticas, isoladas ou em colônias de 2-4-8-16 indivíduos, irregularmente distribuídas em uma mucilagem hialina; células com pólos levemente pontiagudos, com ou sem nódulos polares, 8,5-16 µm comp., 5,5-12 µm diâm., 1 a 4 cloroplastídios parietais, sem pirenóide.

Figura 48



Figuras 32-48: 32. *Monoraphidium contortum*. 33. *Monoraphidium griffithii*; 34. *Monoraphidium irregular*. 35. *Monoraphidium minutum*. 36. *Monoraphidium tortile*. 37. *Chlorococcum infusionum*. 38. *Chlorococcum cf. minimum*. 39. *Actinastrum aciculare*. 40. *Coelastrum indicum*. 41. *Coelastrum microporum*. 42. *Coelastrum reticulatum*. 43. *Golenkinia radiata*. 44. *Golenkiniopsis solitaria*. 45. *Diacanthos belenophorus*. 46. *Nephrocystium spirale*. 47. *Oocystis borgei*. 48. *Oocystis lacustris*.

RADIOCOCCACEAE

Coenocystis subcylindrica Korsikov, **Protococcinae**, p.330, fig. 303. 1953.

Colônias arredondadas com 8-32 células dispostas irregularmente em mucilagem hialina, células oblongas a elípticas, 6,2-10,6 μm comp.; 2,4-4,1 μm diâm.; cloroplastídio único, parietal, ocupando mais da metade da célula; um pirenóide lateral.

Figura 49

Eutetramorus planctonicus (Korsikov) Bourrelly, *Int. Revue ges. Hydrobiol. Hydrogr.* 51(1): 2, 1966.

Colônias esféricas a irregularmente alongadas, ricas em mucilagem, onde as células se dispõem em quatro grupos de quatro células cada um, em planos diferentes; células esféricas 3,6- 7,8 μm diâm.; cloroplastídio poculiforme; um pirenóide.

Figura 50

SCENEDESMACEAE

Crucigenia tetrapedia (Kirch.) West & West *Trans. R. Ir. Acad.*, 32: 62, S.r. B, pl. 1, Figs. 11-12, 1902.

Cenóbios planos, quadrangulares, 2-4 células triangulares dispostas cruciadamente 2,6-4,2 μm comp., 4,6-5,8 μm diâm, espaço central ausente; cloroplastídio único, parietal, sem pirenóide.

Figura 51

Desmodesmus communis (Hegewald) Hegewald 2000, **Algol. Stud.** v. 96, p. 8. 2000.

Cenóbios retos, planos, 32,5-41,0 μm comp., formados por 4 células dispostas linearmente; células internas oblongas, com pólos arredondados, 10,5-18,5 μm comp., 3,8-6,5 μm diâm., sem ornamentação; células externas trapezoidais, 10,2-18,5 μm comp., 3,5-7,0 μm diâm., com margem externa levemente convexa, com um espinho longo em cada pólo, 12-16,0 μm comp., parede celular lisa; cloroplastídio único, parietal, um pirenóide.

Figura 52

Desmodesmus opoliensis (P. Richter) Hegewald, **Algolog. Stud.** v. 96, p. 14. 2000. Cenóbios retos ou planos, 48,6-54,5 µm comp., formados por 4 células dispostas linearmente; células internas fusiformes, com pólos atenuados e arredondados, 18,5-22,0 µm comp., 7,0-8,0 µm diâm., sem ornamentação; células externas trapezoidais 22,5-24,0 µm comp., 7,5-11,0 µm larg., um espinho longo em cada pólo, 21,0-24,0 µm comp.; parede celular lisa; cloroplastídio único, parietal, um pirenóide.

Figura 53

Desmodesmus protuberans (Fritsch & Rich) Hegewald var. *protuberans*, **Arch. Hydrobiol. Suppl.** v.131, p. 16. 2000

Cenóbios planos, formados por 4 células dispostas linearmente; células elípticas, alongadas, a fusiformes, extremidades atenuadas, pólos proeminentes, margem externa da célula convexa, células externas com um espinho longo, curvo, 16-21 µm comp., células internas fusiformes, levemente menores, sem espinhos, extremidades abruptamente afiladas, pólos arredondados, 22-28 µm comp., 6,4-9,3 µm diâm.; cloroplastídio parietal, um pirenóide.

Figura 54

Scenedesmus acuminatus (Lagerheim) Chodat, Beitr. **Kryptogamenfl ora Schweiz** 1(3):211. 1902.

Cenóbios planos, 32,0-45,0 µm comp., formados por 4 células, dispostas linearmente; células externas fusiformes, arcuadas, afilando em direção aos ápices, 24,3-28,6 µm comp., 5,3-6,5 µm diâm.; células internas fusiformes, retas a levemente arcuadas, 27,0-36,4 µm comp., 5,2-7,5 µm diâm., parede celular lisa, cloroplastídio único, parietal, um pirenóide.

Figura 55

Scenedesmus acutus Meyen, Verhandl. Kgl. Leop. **Carol. Akad. Naturf.** v.14, p.775. 1829.

Cenóbios formados por 4-8 células dispostas linearmente; células internas fusiformes, externas retas com margem externa levemente convexa, pólos curvados levemente para a periferia do cenóbio; células internas retas, margens das células internas convexas, 11,8-17,6 µm comp., 10-11,6 µm diâm; cloroplastídio parietal, um pirenóide.

Figura 56

Scenedesmus bernardii G.M.Smith, Trans. Wis. Acad. Sci. Arts Lett. 18(2):436-437. 1916.

Cenóbio planos, formados por 8 células dispostas alternadamente; células fusiformes, as externas arcuadas e as internas apenas levemente arcuadas, afinando em direção aos ápices, 35,2-44,5 µm comp., 5,8-9,4 µm diâm.; um dos pólos de cada célula interna une-se à região mediana convexa da célula vizinha; cloroplastídio único, parietal, um pirenóide.

Figura 57

Scenedesmus dimorphus (Turpin) Kützing, p. 608, 1833.

Cenóbios planos, formados por 4-8 células desde estreitamente até amplamente fusiformes, 6,5-31,0 comp., 1,9-6,7 µm diâm., células externas nitidamente lunadas ou com uma convexidade na margem externa que não sobrepõe a linha dos pólos, pólos pontiagudos, células alinhadas ou levemente alternadas em uma fileira cloroplastídio parietal, um pirenóide.

Figura 58

Scenedesmus ecornis (Ehrenberg ex Ralfs) Chodat, **Z. Hidrol.**, v. 3, p. 170. 1926.

Cenóbios planos com 2-4 células, dispostas linearmente, oblongas, pólos arredondados, células externas arqueadas, convexas; células internas menos convexas; 8,2-11,6 µm comp., 2,4-8,2 µm diâm., cloroplastídio parietal, um pirenóide.

Figura 59

Scenedesmus ellipticus Corda **Alm. Carlsbad**, v.5, p. 208, pl. 4, Fig. 48-49, 1835.

Cenóbios retos, 2-4 células oblongas dispostas linearmente, 5-7 µm comp., 1,5-2,5 µm diâm.; cloroplastídio único, parietal, com um pirenóide.

Figura 60

Scenedesmus obliquus (Turpin) Kützing var. *dimorphus* (Turpin) Hansgirg, **Archiv der nat.** Landes. von Böh. v.6, p.116. 1888

Cenóbios formados por 4-8 células, dispostas linear ou alternadamente, fusiformes a fusiforme-elípticas, pólos acuminado-arredondados, células externas côncavas podendo chegar a reta ou levemente convexa, células internas quase retas, 8,6-16,5 µm comp., 3,5-6,4 µm diâm.; cloroplastídio único, parietal um pirenóide.

Figura 61

Scenedesmus obtusus Meyen, Verh. K. Leopold.-**Carol. Akad. Naturf.**, v. 14, p. 775, pl. 43, fig. 30-31. 1829.

Cenóbios planos com 4-8 células, dispostas alternadamente em 1-2 séries, ovalcilíndricas, pólos arredondados, células externas convexas, podendo apresentar uma leve concavidade mediana; células internas mais retas, 10,4-17,5 µm comp., 4,4-6,5 µm diâm.; cloroplastídio único, parietal, um pirenóide.

Figura 62

Scenedesmus pectinatus Meyen, Verh. K. Leopold. **Carol. Akad. Naturf.** 14: 775, pl. XLII, figs. 33-35. 1829.

Cenóbios planos, com quatro ou oito células dispostas linear ou alternadamente; células fusiformes; internas quase retas, externas curvadas, 12–33 µm comp., 3–6 µm diâm.; cloroplastídio único, parietal, um pirenóide.

Figura 63

Westella botryoides (W. West) De Wildeman 1987

Colônias de vida livre, formadas de 4 a 8 células com arranjo tetraédrico; células esféricas com mucilagem ao redor, 5,9-12,6 µm diâm.; cloroplastidio parietal, um pirenóide.

Figura 64

VOLVOCALES

CHLAMYDOMONADACEAE

Chlamydomonas agloëformis Pascher, Süwasserfl. Deutschl., **Österr. Schweiz** 4:252, fig. 206. 1927.

Célula elipsóide, dorsiventralmente achatada e levemente arqueada, pólo anterior acuminado, pólo posterior amplamente arredondado, 11,2-18,7 µm comp., 5,5-6,9 µm diâm.; dois flagelos longos; estigma elíptico, situado na região mediana da célula; dois vacúolos pulsáteis anteriores; cloroplastídio em forma de H, um pirenóide grande.

Figura 65

Chlamydomonas debaryana Goroschankin, **Bull. Soc. Imp. Naturalistes Moscou**, Nov. Sér. 5:106, pl. 1, fig. 9-12. 1891.

Célula amplamente elipsóide, não achatada dorsiventralmente, pólos arredondados, 9-12 μm comp., 5,8-8,5 μm diâm.; dois flagelos um pouco mais longos que a célula; cloroplastídio urceolado, alcançando a papila anterior, amplamente aberto; estigma arredondado a elíptico, situado na região anterior da célula; dois vacúolos pulsáteis; um pirenóide esférico ou elipsóide, grande, situado próximo do pólo celular posterior;

Figura 66

Chlamydomonas gloeopara Rodhe & Skuja in Skuja, Symb. **Bot. Upsal.** 9:81, pl. 8, fig. 1-9. 1948.

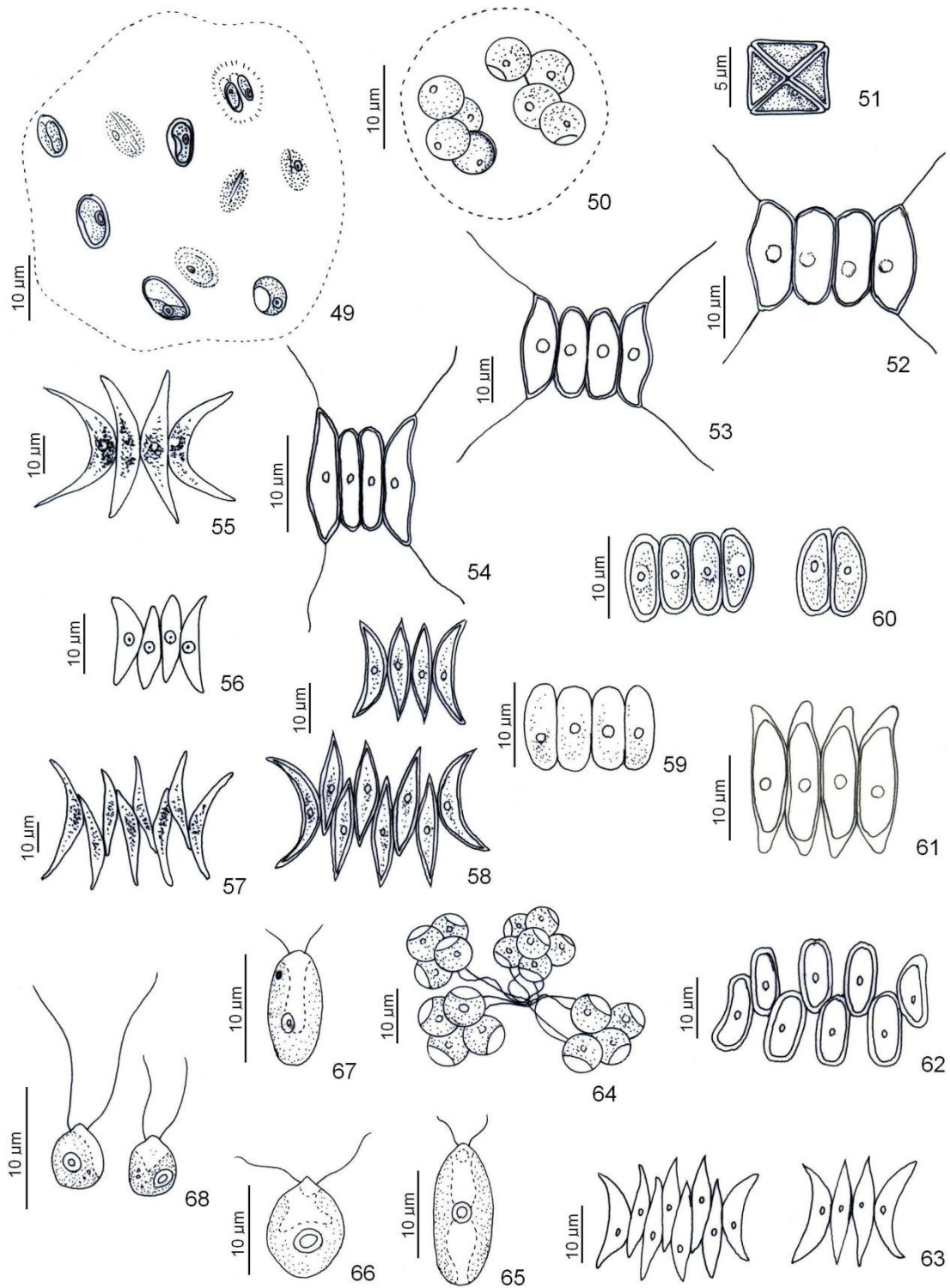
Célula elipsóide, não achatada dorsiventralmente, ambos pólos amplamente arredondados, 10,2-11,8 μm comp., 4,6-5,4 μm diâm.; dois flagelos tão longos quanto a célula; estigma grande, esférico, situado na região anterior da célula, dois vacúolos pulsáteis cloroplastídio urceolado, alcançando a papila anterior, um espessamento lateral na metade do comprimento celular; um pirenóide esférico.

Figura 67

Chlamydomonas planctogloea Skuja, **Nova Acta Regiae Soc. Sci. Upsal.**, Ser. 4, 16:135, pl. 19, fig. 4-5. 1956.

Célula amplamente ovóide, às vezes pouco assimétrica, não achatada dorsiventralmente, pólo anterior acuminado, pólo posterior arredondado, 3,5-6,2 μm comp, 2,3-4,2 μm diâm.; dois flagelos mais longos que a célula; cloroplastídio ciatiforme, situado de um dos lados da célula; estigma grande e esférico; dois vacúolos pulsáteis.um pirenóide esférico, grande, situado na metade posterior da célula;

Figura 68



Figuras 49-68: 49. *Coenocystis subcylindrica*. 50. *Eutetramorus planctonicus*. 51. *Crucigenia tetrapedia*. 52. *Desmodesmus communis*. 53. *Desmodesmus opoliensis*. 54. *Desmodesmus protuberans* var. *protuberans*. 55. *Scenedesmus acuminatus*. 56. *Scenedesmus acutus*. 57. *Scenedesmus bernardii*. 58. *Scenedesmus dimorphus*. 59. *Scenedesmus ecornis*. 60. *Scenedesmus ellipticus*. 61. *Scenedesmus obliquus*. 62. *Scenedesmus obtusus*. 63. *Scenedesmus pectinatus*. 64. *Westella botryoides*. 65. *Chlamydomonas agloëformis*. 66. *Chlamydomonas debaryana*. 67. *Chlamydomonas gloeopara*. 68. *Chlamydomonas planctogloea*.

Chlamydomonas sordida Ettl, **Arch. Protistenk.** 108:381, fig. 75. 1965.

Célula elipsóide a ovóide; ambos pólos arredondados, 6,2-7,6 µm comp., 2,5-3,5 µm, diâm.; dois flagelos tão longos quanto a célula; estigma elíptico, dois vacúolos pulsáteis anteriores; cloroplastídio em forma de calha, envolvendo até mais de três quartos do diâmetro celular, com espessamento na metade posterior da célula onde se localiza um pirenóide, grande e esférico.

Figura 69

Chlorogonium fusiforme Matvienko, Uchen. Zap. Khark'kovsk. Gosud. Univ. Gor'kogo 3:62, fig. 43-44. 1938.

Célula amplamente fusiforme, pólo anterior truncado-arredondado, pólo posterior pontiagudo, 12,2-35,8 µm comp., 2,6-15,4 µm diâm, dois flagelos; estigma elíptico alongado, na região anterior da célula; 1-2 vacúolos pulsáteis; um cloroplastídio parietal, em forma de calha, situado apenas em um lado da célula; um pirenóide esférico, situado na metade anterior da célula.

Figura 70

Chloromonas frigida (Skuja) Gerloff & Ettl in Ettl, Beih. **Nova Hedwigia** 34:81, pl. 17, fig. 1. 1970.

Célula elipsóide ou elipsóide-fusiforme, ambos os pólos acuminado-arredondados, 7,6 µm comp., 5,8 µm diâm.; parede celular fina, pólo anterior com uma papila cônica, pontiaguda; dois flagelos, aproximadamente do comprimento da célula; cloroplastídio único, poculiforme, deixando apenas uma pequena abertura anterior; estigma punctiforme, situado na região anterior da célula.

Figura 71

Polytoma sp.

Célula solitária, elipsóide, 12,4-24,8 µm comp., 8,4-12,5 µm diâm; parede celular espessa, pólo posterior arredondado; dois flagelos mais longos que a célula, inseridos na região anterior e apical; ausência de cloroplastídio; numerosos grãos de amido dispersos irregularmente no protoplasma, estigma situado na porção anterior da célula.

Figura 72

ULOTRICHACEAE

Ulothrix tenerrima Kützing., Phyc. Gen., p. 253, 1843

Filamentos retos, unisseriados; célula apical arredondada, 8-16,2 µm comp., 7,2-15 µm diâm parede celular mais ou menos espessa; cloroplastídio laminar, ocupando mais da metade da célula, um pirenóide.

Figura 73

ZYGNEMAPHYCEAE

DESMIDIALES

CLOSTERIACEAE

Closterium gracile Brébisson ex Ralfs 1848

Indivíduo solitário, célula reta, estreita e alongada, 115-210 µm comp, 4,5-6 µm diâm, ápices arredondados, curvados, cloroplastídio axial, 5-7 pirenóides por semi-célula, parede celular lisa e incolor.

Figura 74

DESMIDIACEAE

Cosmarium galeritum Nordstedt var. *galeritum*, Vidensk. Medd. Naturh. Foren. Kjöbenhavan 1869 (14-15): 209. 1870.

Células tão longas quanto largas, 36,5-47,6 µm; comp., 37,4-41,2 µm diâm.; semicélula piramidal-trapeziforme, constrição mediana profunda; margens laterais e apicais lisas, levemente convexas, ângulos basais e apicais arredondados; parede celular finamente pontuada, um cloroplastídio axial, dois pirenóides, vista lateral circular vista apical elíptica.

Figura 75

EUGLENOPHYCEAE

EUGLENALES

EUGLENACEAE

Astasia cylindrica Pringsheim New Phytol. 41 (3):178. Fig. 4. 1942.

Células incolores, claviformes; 25-30 µm comp., 4,5-8,6 µm larg.; metabolia sob a forma de alongamentos e encurtamento alternados da célula; pólo anterior alargado, truncado-arredondado, pólo posterior gradualmente afilado em ponta cônica; flagelo menor que o comprimento da célula, quase sempre enrolado; citoplasma transparente, finamente granuloso; corpos de paramido de tamanho e formas variados, esféricos, elípticos ou poligonais, numerosos, geralmente aglomerados na parte anterior da célula; estigma ausente.

Figura 76

Cryptoglena skujae Marin & Melkonian emend. Kosmala & Zakry's, J. Phycol. 43:174, 180, fig. 18. 2007.

Célula elíptica, 20-21 µm comp., 11-14,5 µm diâm.; pólo anterior arredondado; pólo posterior atenuado em processo caudal mamilado; película com estrias levóginas; dois cloroplastídios laterais, alongados, dois grãos de paramido em forma de escudo laterais.

Figura 77

Euglena agilis Carter var. *agilis*, Annals. Mag. nat. Hist., 18(105): 240, pl. 6, fig. 62. 1856.

Célula fusiforme, 20-25 µm comp., 6,5-10 µm larg.; pólo posterior gradativamente atenuado em processo caudal hialino, cônico, ca. de 1,8-2,2 µm comp.; estrias finas, helicoidais; grãos de paramido pequenos e alongados; dois cloroplastídios parietais, atingindo quase todo comprimento da célula, dois pirenóides.

Figura 78

Euglena caudata Hübner var. *caudata*, Progr., Realg. Stralsund, p. 13. 1886.

Célula fusiforme, 91,4-102 µm comp., 18-21 µm larg.; pólo posterior atenuado em processo caudal com ca. de 6 µm comp.; película com estrias helicoidais; grãos de paramido numerosos, pequenos e alongados; núcleo central a posterior; cloroplastídios discóides e numerosos, dois pirenóides.

Figura 79

Euglena limnophila Lemm. var. *limnophila*, Beih. **Bot. Zbl.**, 76(44-45): 152. 1898.

Célula fusiforme, 76-68,2 µm comp., 10-15,2 µm diâm.; pólo posterior atenuado em processo caudal com ca. de 6-8 µm comp.; película com estrias espiraladas, tênues, de difícil visualização; grãos de paramido esféricos; núcleo central a posterior; cloroplastídios discóides e numerosos, sem pirenóide.

Figura 80

Euglena mutabilis Schmitz var. *mutabilis*, Jb. wiss. Bot., 15: 37, pl. 1, fig. 3, 1884.

Célula estreitamente fusiforme a cilíndrica, 95-128 µm comp., 8-13 µm larg., pólo posterior atenuado gradativamente em processo caudal cilíndrico, película com estrias espiraladas; cloroplastídios numerosos, discóides, parietais, com margens curvadas para o periplasto, pirenóides presentes; numerosos grãos de paramido; núcleo central, oblongo, estigma arredondado; flagelo de difícil visualização; metabolia acentuada.

Figura 81

Euglena pisciformis

Célula fusiforme, 25,3-28,2 µm comp., 6,5-7,2 µm diâm.; pólo posterior levemente arredondado; grãos de paramido pequenos e alongados; dois cloroplastídios parietais, atingindo quase todo comprimento da célula, dois pirenóides.

Figura 82

Euglena proxima Dang., Le Botaniste 8: 154. 1902.

Células, lanceoladas, 12-20 µm diâm., 35-40 µm comp.; pólo anterior truncado, pólo posterior com processo caudal afilado; cloroplastídios numerosos, discóides, sem pirenóides.

Figura 83

Euglena viridis Ehr. var. *viridis*, Infus. 107, pl. 7, fig. 9. 1838.

Célula fusiforme, 44-50 µm comp., 10-14 µm larg.; pólo anterior arredondado; pólo posterior atenuado em processo caudal cônico; película com estrias finas, helicoidais; cloroplastídios numerosos em fitas radiais, partindo da região central da célula orientadas em diversas direções; grãos de paramido numerosos, arredondados, concentrados na região central da célula; núcleo posterior, arredondado.

Figura 84

Lepocinclis acus Ehr. var. *acus*, Infusions. Organismen., 112, pl. 7, fig. 15. 1838.

Células fusiformes, alongadas, pouco metabólicas, 8,5-13,5 µm diâm., 92,5-225 µm comp.; pólo anterior cilíndrico, largo, truncado, pólo posterior atenuado gradativamente em apêndice caudal cônico, hialino; periplasto com estrias longitudinais levemente espiraladas; grãos de paramido alongados; cloroplastídios numerosos, discóides, parietais, sem pirenóide.

Figura 85

Lepocinclis ovum (Ehr.) Lemm var. *ovum*, Kryptog. Bradenburg. 3: 504. 1910.

Euglena ovum Ehr., Monatsber. Berl. Akad. Wiss. 1840:200. 1840.

Células elípticas, circulares em corte transversal, 13,5-23 µm diâm., 26,7-37 µm comp.; pólo anterior arredondado; pólo posterior acuminado em apêndice caudal cônico, hialino; periplasto rígido, hialino, estriado, estrias levógiras; numerosos cromatóforos discóides, dois grãos de paramido anulares, laterais e opostos.

Figura 86

Lepocinclis oxyuris Schmarda 1946

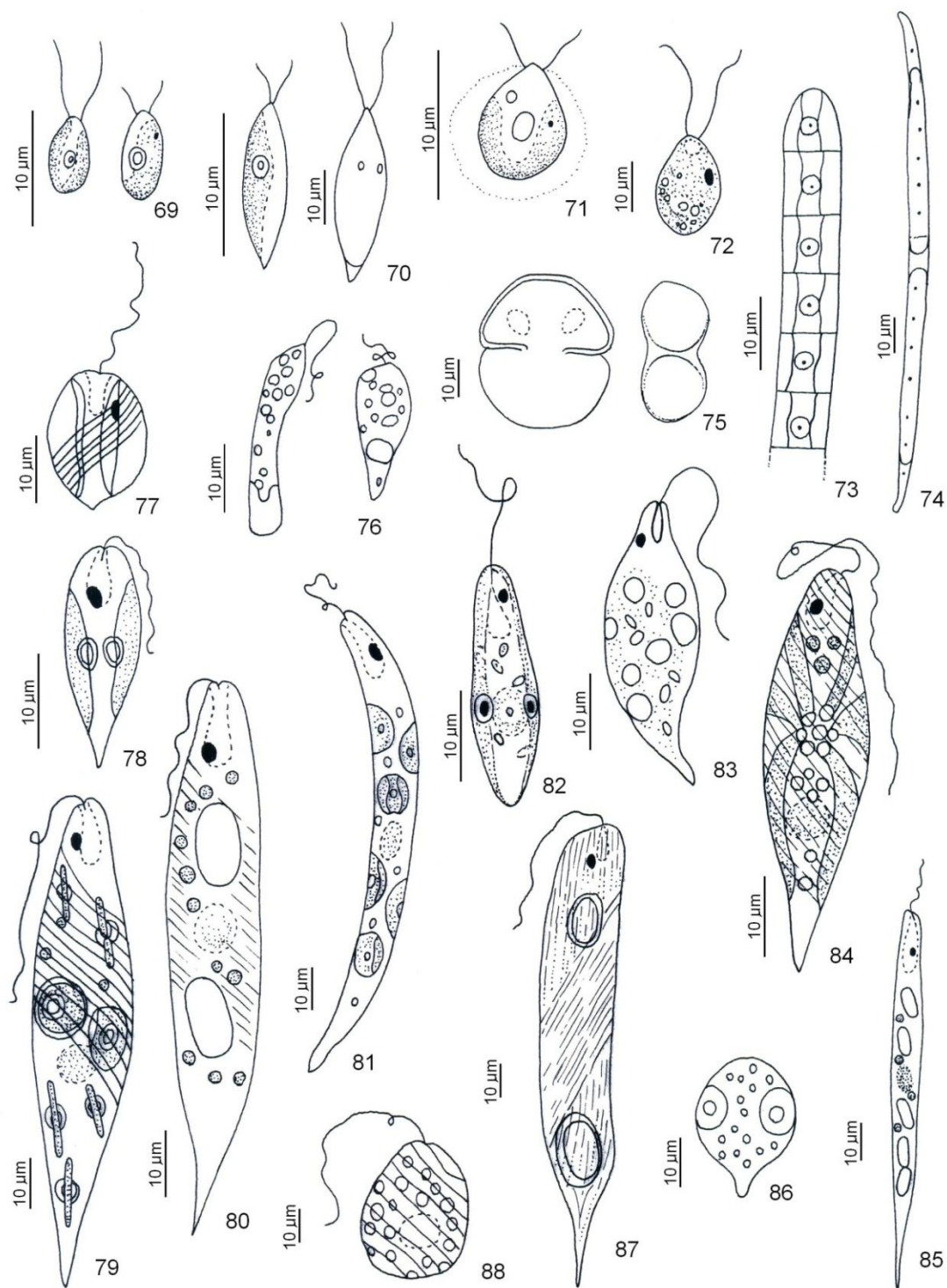
Células cilíndricas, geralmente torcidas, pólo anterior arredondado, pólo posterior com processo caudal cônico, hialino, 116,38-151,8 µm comp. 20,24 µm larg. pólo posterior atenuado abruptamente em processo caudal cônico, película com estrias espiraladas; cloroplastídios numerosos, discóides, parietais, pirenóides ausentes; dois grãos de paramido; metabolia restrita a torções da célula.

Figura 87

Lepocinclis texta (Duj.) Lemm. emend. Conrad var. *richiana* (Conrad) Hüb.-Pest., Phytoplankt. Susswäss. 16(4): 1135. 1955.

Células ovóides, arredondadas ou ligeiramente elípticas; 40-46 µm comp., 27-34 µm diâm.; pólo posterior arredondado com processo caudal cilíndrico, largo, hialino; periplasto hialino, estriado, em hélice, estrias levógiras, numerosos cloroplastídios, discóides, parietais, numerosos grãos de paramido arredondados.

Figura 88



Figuras 69-88: 69. *Chlamydomonas sordida*. 70. *Chlorogonium fusiforme*. 71. *Chloromonas frigida*. 72. *Polytoma* sp. 73. *Ulothrix tenerrima*. 74. *Closterium gracile*. 75. *Cosmarium galeritum* var. *galeritum*. 76. *Astasia cylindrica*. 77. *Cryptoglena skujae*. 78. *Euglena agilis* var. *agilis*. 79. *Euglena caudata* var. *caudata*. 80. *Euglena limnophila* var. *limnophila*. 81. *Euglena mutabilis* var. *mutabilis*. 82. *Euglena pisciformis*. 83. *Euglena proxima*. 84. *Euglena viridis* var. *viridis*. 85. *Lepocinclis acus* var. *acus*. 86. *Lepocinclis ovum* var. *ovum*. 87. *Lepocinclis oxyuris*. 88. *Lepocinclis texta* var. *richiana*.

Menoidium gracile Playf., Proc. Linn. Soc. N. S. W. 45:137, fig. 4-5. 1921.

Célula alongada, falciforme, 65-78 μm comp., 7-8 μm diâm.; pólo anterior levemente afilado formando um pequeno rostro; lado ventral côncavo e dorsal convexo; pólo posterior estreito terminado em processo caudal levemente arredondado; numerosos paramidos alongados; núcleo central, oblongo.

Figura 89

Phacus caudatus Hübner, **Prog. r. Stral.**, p. 5, fig. 5. 1886.

Células elípticas, 33-48 μm comp., 15-22 μm larg.; pólo anterior arredondado, pólo posterior atenuado abruptamente em processo caudal hialino, cônico, reto ou curvo, ca. de 15 μm comp.; película hialina, estrias longitudinais; cloroplastos numerosos, discóides; 1-3 paramidos discóides, centrais ou dispostos no eixo longitudinal da célula; núcleo central ou posterior.

Figura 90

Phacus curvicauda Swirenko, **Arch. Hydrobiol. Plankton.**, v.10, p.333, pl. 2, fig. 13-16. 1915.

Célula ovada, simétrica ou assimétrica, torcida, 26-28 μm comp., 18-24 μm larg.; pólo anterior arredondado; pólo posterior terminando em processo caudal curto e curvado; película rígida, estrias longitudinais; cloroplastos numerosos, discóides; dois grãos de paramido discóides.

Figura 91

Phacus dangeardii Lemmermann 1910

Célula elíptica, torcida, 20,3-30 μm comp., 6,4-11 μm diâm.; pólos arredondados; película hialina, com estrias longitudinais; cloroplastídios numerosos, discóides; um grão de paramido grande e circular.

Figura 92

Strombomonas ovalis (Playfair) Deflandre, Arch. Protistenk. 69: 577. 1930.

Lorica oval grande, 56,6 μm comp, 38,2 μm diâm.; extremidade anterior com um colar cilíndrico, extremidade posterior reduzida para um processo caudal cônico; numerosos cloroplastídios discóides, numerosos grãos de paramido discóides.

Figura 93

Trachelomonas hispida (Perty) Stein emend. Deflandre 1926.

Lóricas elípticas 20,6-23,4µm comp., 14,8-18 µm diâm.; espessamento anelar presente, parede pontuada e espinhosa com espinhos ca. de 2,53 µm comp. cônicos, retos, distribuídos regularmente em toda a superfície da lórica.

Figura 94

Trachelomonas robusta Swir. emend. Deflandre, **Ver. Gén. Bot.** 38: 657. 1926.

Lóricas elípticas a ovóides, 21-22 µm diâm., 24-26 µm comp.; poro flagelar com espessamento anelar, colarinho ausente; pólos arredondados; parede densamente pontuada com espinhos cônicos, distribuídos irregularmente em toda superfície da parede.

Figura 95

Trachelomonas volvocina Ehrenberg var. *volvocina* 1838

Lóricas esféricas, 12,6-18,4 µm diâm., 22-24 µm comp.; colo ausente, parede lisa, hialina ou amarelo acastanhada; dois cloroplastídios.

Figura 96

DINOPHYCEAE

PERIDINIALES

PERIDINIACEAE

Peridinium umbonatum Stein *Infus.*, 3(2): pl. 12, Figs. 1-8, 1883.

Células ovadas, 20-38 µm comp., 18-34 µm diâm; epiteca cônica, maior que a hipoteca; hipoteca arredondada; cingulo helicoidal à esquerda; sulco estendido levemente na epiteca, alargando na hipoteca, atingindo o pólo antapical; epiteca e hipoteca com placas simétricas.

Figura 97

CHRYSOPHYCEAE

OCHROMONADALES

DINOBRYACEAE

Dinobryon sertularia Ehrenberg, Abh. K. Akad. Wiss. 1833: 280. 1835.

Indivíduos solitários, raramente em colônias, lórica subcampanulada com pólo posterior cônico e margens laterais lisas, 37,95 µm comp., 7,59 µm diâm.

Figura 98

SYNURACEAE

Synura sp.

Colônias esféricas, livre-natantes, 100-200 µm diâm; células ovais a elipsóides, 20-32 µm comp., 8-13 µm diâm.; dois cloroplastídios parietais; dois flagelos heterodinâmicos; corpo celular normalmente coberto por escamas curtas e dispostas radialmente.

Figura 99

CRYPTOPHYCEAE

CRYPTOMONADALES

CRYPTOMONADACEAE

Chilomonas paramaecium Ehr., Infus. Organ. 30. 1838.

Células incolores, subsigmóide alongada; 6-8 µm diâm., 14-17 µm comp.; pólo anterior obliquamente truncado, com porção dorsal proeminente, formando rostro; pólo posterior afilado a arredondado, voltado para a face dorsal; dois flagelos subapicais.

Figura 100

Cryptomonas erosa Ehr., Phys. Math. Abh. K. Akad. Wiss. Berlin, 1831: 56. 1832.

Células obovadas em vista lateral, elíptica em vista ventral, 12-13,5 µm comp., 5,6-8,2 µm diâm pólos arredondados; dois flagelos levemente desiguais, subapicais, rostro arredondado; pólo posterior curvo dorsalmente; dois cloroplastídios dorsiventrais; numerosos grãos de amido, arredondados, dispersos no citoplasma; citofaringe oblíqua, inconspícua.

Figura 101

Cryptomonas marsonii Skuja *Symb. bot. Upsal*, 9(3): 357, pl. 37, Figs. 41 e 42, 1948.

Células sigmóides, em vista lateral, obovadas em vista ventral ou dorsal, 8,5-16,1 µm comp., 6,6-7,2 µm diâm.; pólo anterior arredondado, com dois flagelos levemente desiguais, subapicais; rostró arredondado; pólo posterior acuminado terminando em processo caudal cônico, curvo dorsalmente; dois cloroplastídios laterais; numerosos grãos de amido alinhados ao longo da margem do cloroplastídio, citofaringe não-visualizada.

Figura 102

Cryptomonas obovata Skuja *Symb. bot. Upsal*, 9(3): 356, pl. 38, Figs. 4-6, 1948.

Células obovadas a elípticas em vista lateral, elípticas em vista ventral, ou dorsal, 11-13,5 µm comp, 5,5-6,6 µm diâm; pólos arredondados; dois flagelos levemente desiguais, subapicais, rostró arredondado; um cloroplastídio em H; numerosos grãos de amido arredondados dispersos no citoplasma; citofaringe oblíqua, ca. de 3 vezes o comprimento da célula.

Figura 103

Protocryptomonas ellipsoidea Skv. ex Castro, C. Bicudo & D. Bicudo, *Hoehnea* 18(1): 95. 1991.

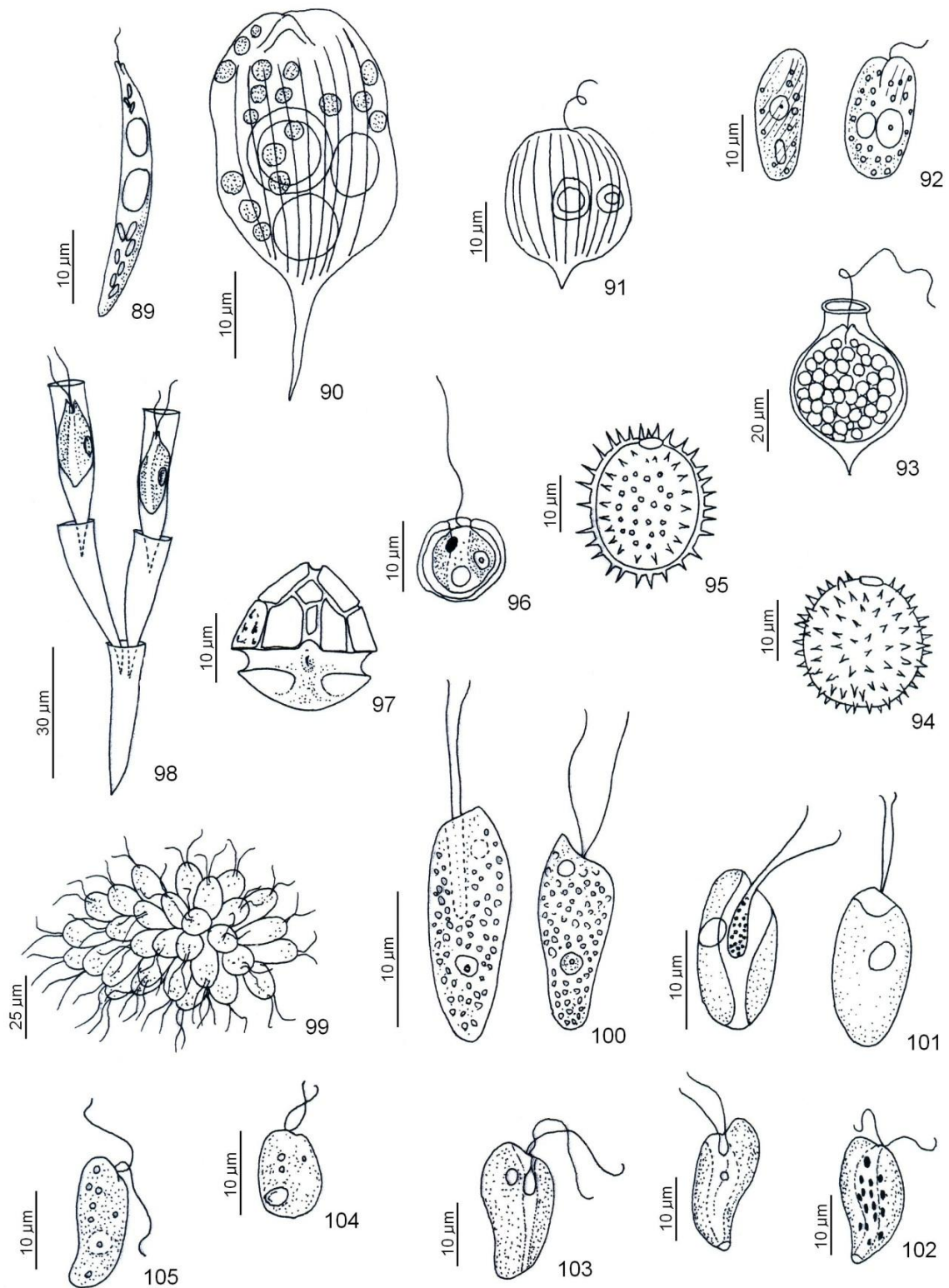
Célula incolor, em vista lateral oblonga, margens dorsal e ventral igualmente convexas, pólo anterior obliquamente truncado, porção dorsal pouco proeminente, pólo posterior arredondado, 10,5-12,2 µm comp., 7,2-8 µm diâm.; dois flagelos subapicais, longos e de tamanhos pouco distintos.

Figura 104

Protocryptomonas sygmoidea Castro, C. Bicudo & D. Bicudo, **Hoehnea** 18(1): 95. 1991.

Célula incolor; em vista lateral subsigmóide alongada, pólo anterior obliquamente truncado, pólo posterior gradualmente afilado, obtuso a arredondado, voltado para a face dorsal, 16-22 µm comp.; 6,5-9,5 µm diâm.; dois flagelos subapicais, longos e de tamanhos pouco distintos.

Figura 105



Figuras 89-105: 89. *Menoidium gracile*. 90. *Phacus caudatus*. 91. *Phacus curvicauda*. 92. *Phacus dangeardii*. 93. *Strombomonas ovalis*. 94. *Trachelomonas hispida*. 95. *Trachelomonas robusta*. 96. *Trachelomonas volvocina* var. *volvocina*. 97. *Peridinium umbonatum*. 98. *Dinobryon sertularia*. 99. *Synura* sp. 100. *Chilomonas paramecium*. 101. *Cryptomonas erosa*. 102. *Cryptomonas marssonii*. 103. *Cryptomonas obovata*. 104. *Protocryptomonas ellipsoidea*. 105. *Protocryptomonas sygmoide*.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O resultado do levantamento taxonômico das microalgas e cianobactérias realizado no sistema piloto de tratamento de esgoto sanitário, em lagoas de polimento no município de Viçosa, permitiu as seguintes contribuições e sugestões:

1) Das 80 amostras examinadas, referentes a 20 coletas em quatro lagoas, foram identificados 103 táxons pertencentes a 58 gêneros, 25 famílias, 11 ordens e 7 classes taxonômicas, distribuídos da seguinte forma: Chlorophyceae (53), Euglenophyceae (21), Cyanophyceae (18), Cryptophyceae (6), Zygnemaphyceae (2), Chrysophyceae (2) e Dinophyceae (1).

2) Das sete classes, a mais representativa foi Chlorophyceae com 51,5% do total das espécies identificadas, seguida de Euglenophyceae com 20,4%; Cyanophyceae com 17,5%, Cryptophyceae com 5,8%, Zygnemaphyceae e Chrysophyceae ambas com 1,9% e Dinophyceae com apenas 1%.

3) Representantes da classe Chrysophyceae só foram registrados na L3 e L4. A ausência de representantes dessa classe na L1 e L2, possivelmente explica-se pelo fato das características físicas e químicas encontradas nessas lagoas não serem favoráveis ao seu desenvolvimento em virtude da elevada carga orgânica.

4) Na classe Euglenophyceae foi registrado o maior número de táxons na L1 (19), diminuindo gradualmente em direção a L4 (13), isto pode estar associado ao fato dessa classe ser mais tolerante a elevada carga orgânica.

5) Do total de táxons encontrados, 48 foram comuns as quatro lagoas, um foi exclusivo da L2 (*Golenkinia radiata*), três exclusivos da L3 (*Heteroleibleinia kuetzingii*, *Pseudanabaena galeata* e *Dinobryon sertularia*) e dois da L4 (*Nephrocytium spirale* e *Ulothrix tenerrima*).

6) Os gêneros que apresentaram maior números de espécies identificadas foram *Euglena* e *Scenedesmus*, ambos com nove espécies cada um, seguido de *Monoraphidium* (6), *Chlamydomonas* (5) e *Phacus* com quatro.

7) Trinta e nove gêneros estiveram representados apenas por uma espécie.

8) A espécie *Chlorella vulgaris* predominou em praticamente todo o período de estudo com maior frequência na L1 (60% das amostras), seguido da L2 (45%), L3 (35%) e L4 (25%). Além de *Chlorella vulgaris*, o gênero *Scenedesmus* também foi freqüente nas lagoas estudadas representado pelas espécies *Scenedesmus ellipticus*, *Scenedesmus dimorphus*, *Scenedesmus acuminatus*, *Scenedesmus acutus*, *Scenedesmus*

bernardii, *Scenedesmus ecornis*, *Scenedesmus obliquus*, *Scenedesmus obtusus* e *Scenedesmus pectinatus*.

9) A identificação das espécies pertencentes ao gênero *Scenedesmus* apresentou-se, por muitas vezes, bastante confusa devido a superposição das características encontradas.

10) O gênero *Scenedesmus* apresentou formas monodesmóides que não puderam ser identificadas devido a falta de precisão para chegar a identificação correta.

11) A frequência de ocorrência dos táxons variou entre as lagoas. As espécies mais frequentes nas quatro lagoas foram: *Chlorella vulgaris*, *Desmodesmus communis*, *Menoidium gracile* e *Phacus dangeardii*. A espécie *Chlorocystis minor* var. *gallica* foi frequente nas L3 e 4; *Leptolyngbya perelegans* na L3 e *Scenedesmus acuminatus* na L2, L3 e L4.

12) Dos 20 gêneros relacionados por Sousa (2007) e Bastos *et al.* (2010) como ocorrendo neste mesmo sistema de lagoas de polimento, 12 foram reencontradas no presente trabalho, quais sejam: *Ankistrodesmus*, *Chlorella*, *Clamydomonas*, *Coelastrum*, *Oocystis*, *Scenedesmus*, *Euglena*, *Phacus*, *Geitlerinema*, *Synechococcus*, *Trachelomonas* e *Cryptomonas*. Os gêneros *Spirulina*, *Gleocystis* *Coenochloris* e *Chroomonas* encontrados pelos autores supracitados, não foram registrados no presente estudo. Sousa (2007) e Bastos *et al.* (2010) também encontraram gêneros pertencentes a classe Bacillariophyceae (*Fragilaria*, *Amphora*, *Pinnularia* e *Diatoma*), no entanto, nesse estudo não foi realizado o levantamento dessa classe devido a dificuldades na identificação.

13) Os gêneros *Chlorella* e *Chlorococcum* em algumas amostras apresentaram dúvidas na identificação, que foram elucidadas com observações mais precisas com aumento de até 1000x, que permitiu visualização das características diacríticas dos gêneros.

14) Os seguintes gêneros apresentaram variabilidade morfológica em maior ou menor extensão que, no entanto, não afetaram as identificações taxonômicas: *Chlamydomonas*, *Desmodesmus*, *Monoraphidium*, *Scenedesmus* e *Euglena*.

15) De maneira geral os limites métricos das populações estudadas foram menores que os valores referidos na literatura clássica especializada. No entanto, para chegar a identificação específica foram analisadas, em conjunto todas as características diacríticas da população estudada.

16) Para confirmar a identificação específica de *Gomphosphaeria* sp., *Oscillatoria* sp., *Chlorococcum* cf. *minimum*, *Polytoma* sp. e *Synura* sp. serão necessários estudos mais detalhados, a partir de um maior número de indivíduos. Sugerem-se estudos baseados em populações mantidas em cultivos, sujeitos a variações do meio, estudo de biologia molecular e análise da ultra-estrutura que possibilitem a correta identificação desses táxons.

17) A classe Cyanophyceae chama a atenção para efluentes de lagoas de estabilização, devido a possibilidade de serem potencialmente tóxicas. A continuidade de estudos taxonômicos deste grupo em lagoas de estabilização, torna-se indispensável para subsidiar estudos de interesse do aproveitamento da água das lagoas e para a prevenção de problemas de saúde pública ao se lançar esse efluente em um corpo hídrico receptor. No entanto, das espécies encontradas nesse estudo, até o momento, no Brasil só há descrição de produção de cianotoxinas para *Synechocystis aquatilis*.

18) Do total de espécies encontradas, 57 são unicelulares, 34 coloniais e 12 filamentosas.

19) Dos 75 táxons relacionados por Cardoso (1979), como ocorrendo na lagoa de estabilização de São José dos Campos, 17 foram encontrados no presente estudo.

20) Soldatelli (2007) relacionou 242 táxons agrupados em 79 gêneros num estudo realizado em lagoas de maturação. No presente estudo foram encontrados 31 dos gêneros relatados pelo autor.

21) Granado (2004) encontrou 32 gêneros no estudo realizado em duas lagoas facultativas, sendo 14 deles encontrados no presente trabalho. O autor relatou ainda que a maioria dos organismos encontrados pertence a classe Chlorophyceae, fato que também corrobora o presente trabalho.

22) Os organismos fitoplanctônicos encontrados no sistema estudado estão entre os descritos como tolerantes a altas cargas orgânicas por vários autores, entre eles Branco (1975 e 1986), Silva e Mara (1979) e Palmer (1969 e 1980), no entanto alguns organismos encontrados neste trabalho não estão relatados em estudos realizados em lagoas de estabilização.

23) Trabalhos de cunho taxonômico devem ser desenvolvidos em lagoas de estabilização, enfocando todos os grupos de microalgas e cianobactérias com o objetivo de levantar espécies indicadoras de ambientes hipereutróficos, subsidiar a identificações dos organismos presentes nesses ambientes, bem como avaliar o desempenho do tratamento ao longo do sistema.

5. REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

ARCEIVALA, S.J. (1981) Wastewater Treatment and Disposal. Marcel Dekker, NY, USA.

AZEVEDO, M.T.P.; SANT'ANNA, C.L. (1999) *Coelosphaerium evidenter-marginatum*, a new planktonic species of Cyanophyceae/Cyanobacteria from São Paulo State, Southeastern Brazil. **Algological Studies**. 94: 35-43.

_____ (2003) *Sphaerocavum*, a new genus of planktic Cyanobacteria from continental water bodies in Brazil. **Algological Studies** 109: 79-92.

BICUDO, C.E.M. (2004) Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Algas, 18: Chlorophyceae (Volvocales). **Revista Brasil. Bot.**, V.27, n.1, p.85-102

BOURRELLY, P. (1985). Les algues d'eau douce: initiation à la systématique: les algues bleues et rouges, les Eugléniens, Peridiniens, et Cryptomonadines. Éditions N. Boubée, Paris.

_____ (1981). Les algues d'eau douce: initiation à la systématique: les algues jaunes et brunes, les Chrysophycées, Phéophycées, Xanthophycées et Diatomées. Éditions N. Boubée, Paris.

BRANCO, S.M.(1986). **Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária**. 3 ed. São Paulo. CETESB. 616p. 1986.

_____ (1975). Aspectos biológicos – plâncton In: CETESB. **Lagoas de estabilização**. 2ª ed. São Paulo: Cetesb/Ascetesb. Cap. 13, p.187-195.

BASTOS, R.K.X.; DORNELAS, F.L.; RIOS, E.N.; RUAS, D.B.; OKANO, W.Y. (2010) Dinâmica da qualidade da água e da comunidade planctônica em lagoas de polimento. Estudo de caso no sudeste brasileiro. **Revista Aidis de Ingeniería y Ciencias Ambientales**: Investigación, desarrollo y práctica. v.3, n.1, p.97-107.

CARDOSO, M.B. (1979). **Ficoflórula da Lagoa de Estabilização de São José dos Campos, Estado de São Paulo, Brasil, exclusive Bacillariophyceae**. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo.

CASTRO, A.A.J., BICUDO, C.E.M.; BICUDO, D.C. (1991). Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Algas 2: Cryptophyceae. **Hoehnea** 18: 87-106.

CEBALLOS, B.S.O. (2000). Microbiologia sanitaria y ambiental. In: **Sistemas de Lagunas de Estabilización**. Mendonça, S.R. McGraw-Hill Santa Fé de Bogotá, D.C., Colômbia, Editorial Nomos S.A.

COMAS, A. (1996). Las Chlorococcales dulciacuícolas de Cuba. [The freshwater Chlorococoids of Cuba.] Stuttgart: J. Cramer. 192p., il. (Bibliotheca Phycologica).

DAVIES-COLLEY, R.J.; DONNISON, A.M.; SPEED, D.J.; ROSS, C.M. (1999). Inactivation of faecal indicator microorganisms in waste stabilization ponds: interactions of environmental factors with sunlight. *Water Science and Technology*, v.33, n.5, p.1220 – 1230.

ETTL, H.; GARTNER, G. (1988). Chlorophyta II. In: H. Ettl; J. Gerloff; H. Heynig & D. Möllenhauer (eds.). *Sübwasserflora von Mitteleuropa*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, p.1-436.

FERRAGUT, C., LOPES, M.R.M., BICUDO, C.E.M.B.; VERCELLINO, I.S. (2005) Ficoflórula perifítica e planctônica (exceto Bacillariophyceae) de um reservatório oligotrófico raso (Lago do IAG, São Paulo). **Hoehnea**. 32 (2):137-184

FALCO, P.B. (2005). **Estrutura da comunidade microbiana (algas e bactérias) em um sistema de lagoas de estabilização em duas escalas temporais: nictemeral e sazonal**. Tese (doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (USP), São Carlos. 137p.

GLOYNA, E.T. (1973). **Estanques de estabilización de aguas residuales**. Organización Mundial de la Salud. Série monografias. Genebra. n.60. 192p.

GONÇALVES, E.M.P. (2008). **Caracterização da comunidade fitoplanctônica e fatores ambientais correlacionados em lagoa de estabilização**. Dissertação de Mestrado, Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), Recife. 64f.

GRANADO, D.C. (2004). **Variações nictemerai e sazonais na estrutura da comunidade fitoplanctônica num sistema de lagoas de estabilização (Novo Horizonte SP)**. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 128f.

HEGEVALD, E.; SILVA, G. (1988). Annotated catalogue of *Scenedesmus* and nomenclaturally related genera, including original descriptions and figures. *Bibliotheca Phycologica* 80: p.1-578.

HENTSCHKE, G.S.; TORGAN, L.C. (2010). *Desmodesmus* e *Scenedesmus* (Scenedesmaceae, Sphaeropleales, Chlorophyceae) em ambientes aquáticos na Planície

Costeira do Rio Grande do Sul, Brasil. **Rodriguésia** 61(4): 585-601.

HOFFMANN, L.; KOMÁREK, J.; KASTOVSKY, J. (2005). System of cyanoprokaryotes (cyanobacteria) state 2004. **Algol. Studies**, v. 117 (Cyanobacterial Research 6): 95-115.

KAYOMBO, S.; MBWETTE, T.S.A.; MAYO, A.W.; KATIMA, J.H.Y.; JORGENSEN, S.E. (2002). Diurnal cycles of variation of physical – chemical parameters in waste stabilization ponds. **Ecological Engineering**, v.18, p.287 – 291.

KOMÁREK, J. (2003). Coccoid and colonial Cyanobacteria. p.59-116 In: J.D. Wehr & R.G. Sheath (eds.) **Freshwater algae of North America: ecology and classification**. USA, Academic Press. 950p.

KOMÁREK, J.; AZEVEDO, M.T.P. (2000). *Geitlerinema unigranulatum*, a common tropical cyanoprokaryote from freshwater reservoirs in Brazil. **Algological Studies**. 99: p.39-52.

KOMÁREK, J.; FOTT, B. (2000). Chlorophyceae (Grünalgen), Ordnung: Chlorococcales. In: G. Huber-Pestalozzi, H. Heynig & D. Mollenhauer (eds.). **Sübwassersflora Band 1. Gustav Fischer**, Jena, p.1-10 1983.

KOMÁRKOVÁ-LEGNEROVÁ, J.; CRONBERG, G. (1994). Planktic blue-green algae from lakes in South Scania, Sweden. Part I. Chroococcales. **Algological Studies** 72: p.13-51.

KONIG, A. (2000) Biología de las lagunas de estabilización: alga. In: Mendonça, S.R. (ed.). **Sistemas de lagunas de estabilización – como utilizar aguas residuales tratadas en sistemas de regadio**. McGraw-Hill. Colombia. 370p.

MENEZES, M. (1994). Fitoflagelados pigmentados de quatro corpos d'água da região sul do município do Rio de Janeiro, RJ, Brasil. Tese (doutorado). Universidade de São Paulo, São Paulo. **Hoehnea**. v.35, n.3, p. 435-468.

MENEZES, M.; BICUDO, C.E.M. (2008). Flagellate green algae from four water bodies in the state of Rio de Janeiro, Southeast Brazil. **Hoehnea** 35(3): 435-468, 118 fig., 2008. Disponível em: [www.ibot.sp.gov.br/publicacoes/hoehnea/vol35/Hoehnea35\(3\)artigo12.pdf](http://www.ibot.sp.gov.br/publicacoes/hoehnea/vol35/Hoehnea35(3)artigo12.pdf) Acesso em: 10 fev. 2011.

NOGUEIRA, I.S. (1991). **Chlorococcales sensu lato (Chlorophyceae) do município do Rio de Janeiro e arredores, Brasil: inventário e considerações taxonômicas**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

PALMER, M.C. (1969). A composite rating of algae tolerating organic pollution.

Phycol., v.5, p.78–82.

PEARSON, H.W.; MARA, D.D.; MILLS, S.W.; SMALLMAN, D.J. (1987). Physico-chemical parameters influencing faecal bacterial survival in waste stabilization ponds. **Water Science and Technology**, v.19, n.12, p.145 – 152.

RANGEBY, M.; JOHANSSON, P.; PERNRUP, M. (1996). Removal of faecal coliforms in a wastewater stabilization pond system in Mindelo, Cape Verde. **Water Science and Technology**, v.34, n.11, p.149 - 157.

RIOS, E.N. (2007). **Caracterização e comportamento de uma série de Lagoas de polimento tratando esgotos sanitários**. Dissertação de Mestrado, Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Viçosa (UFV), Viçosa. 127f.

ROUND, F.E. (1971). The taxonomy of the Chlorophyta II. **British Phycological Journal**, v.6, p.235-264.

SANT'ANNA, C.L., AZEVEDO, M.T.P.; SORMUS, L. (1989). Fitoplancton do Lago das Garcas, Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP, Brasil: estudo taxonomico e aspectos ecologicos. **Hoehnea** 16: p.89-131.

SANT'ANNA, C.L. (1984). Chlorococcales (Chlorophyta) do Estado de São Paulo, Brasil. **Bibliotheca Phycologica**. 67: p.1-348,

SENNA, P.A.C. (1979). **Cyanophyceae da lagoa de estabilização de São Carlos, Estado de São Paulo, Brasil**. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 116f.

SENNA, P.A.C., DELAZARI, A.; SANT'ANNA, C.L. (1999). A new planktic cyanoprokariotic species, *Cyanodictyon tropicales* (Cyanophyceae) from Espírito Santo State (Southeastern), Brazil. **Algological Studies**. 94: p.293-303.

SENNA, P.A.C.; MAGRIN, A.G.E. (1999). A importância da “boa” identificação dos organismos fitoplanctônicos para os estudos ecológicos. In: **Perspectivas da limnologia no Brasil**. (M.L.M. Pompêo, ed.). Gráfica e Editora União, São Luís, p.131-146.

SILVA, S.A.; MARA, D.D. (1979). **Tratamentos biológicos de águas residuárias – lagoas de estabilização**. Rio de Janeiro: Alves, 140p.

SORMUS, L.; BICUDO, C.E.M. (1994). Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Algas, 6: Zygnemaphyceae (Closteriaceae). **Hoehnea** 21: 7592.

TELL, G.; CONFORTI, V. (1986). Euglenophyta Pigmentadas de la Argentina. **Bibliotheca Phycologica**. 75:p.1-301.

WERNER, V.R. (2002). **Cyanophyceae/Cyanobacteria no Sistema de Lagoas e Lagunas da Planície Costeira do Estado do Rio Grande do Sul**, Brasil. Tese (doutorado). Universidade Estadual Paulista – Campus de Rio Claro, Rio Claro, SP. 363f.

XAVIER, M.B. (1994). Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Algas, 5: Euglenophyceae (Euglenaceae pigmentada). **Hoehnea** 21: p.47-73.

CAPÍTULO 2

ESTRUTURA DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA EM UM SISTEMA PILOTO DE TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO EM LAGOAS DE POLIMENTO

RESUMO

MAGALHÃES, Adriana Barbosa Sales de, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, Novembro de 2011. **Estrutura da comunidade fitoplanctônica em um sistema piloto de tratamento de esgoto sanitário em lagoas de polimento.** Orientador: Wagner Campos Otoni.

O presente estudo teve como objetivo avaliar a estrutura da comunidade fitoplanctônica e suas alterações em um sistema piloto de lagoas de polimento. As amostragens foram realizadas em quatro lagoas em série durante o período de fevereiro de 2009 a junho de 2010. A comunidade foi avaliada através de seus principais atributos: espécies abundantes e dominantes, diversidade, equitabilidade, riqueza de táxons e densidade populacional. As variáveis ambientais determinadas foram: transparência, pH, oxigênio dissolvido, temperatura da água, sólidos suspensos totais e precipitação. As coletas para análise qualitativa foram na subsuperfície com auxílio de rede de plâncton, com abertura de malha de 20 µm e para análise quantitativa, utilizou-se um coletor graduado de profundidade. Foram registrados 103 táxons, distribuídos em 7 classes: Chlorophyceae (53), Euglenophyceae (21), Cyanophyceae (18), Cryptophyceae (6), Zygnemaphyceae (2), Chrysophyceae (2) e Dinophyceae (1). A classe predominante qualitativamente foi Chlorophyceae, seguida de Euglenophyceae, Cyanophyceae e Cryptophyceae, sendo as classes Zygnemaphyceae, Dinophyceae e Chrysophyceae pouco representativas. A maior composição fitoplanctônica foi encontrada na L3, com 91 táxons identificados, seguido da L2 (87), L4 (81) e L1 (73). Nas quatro lagoas amostradas, a classe Chlorophyceae apresentou o maior número de espécies abundantes (27), sendo a espécie *Chlorella vulgaris* abundante em 50% do total de amostras. Na classe Euglenophyceae, houve uma tendência de decréscimo da densidade da L1 em direção a L4. As espécies *Menoidium gracile* e *Phacus dangeardii* foram abundantes em todas as lagoas. Quanto à dominância, foram registrados organismos dominantes apenas nas classes Cyanophyceae (1) e Chlorophyceae (5). Na classe Cyanophyceae, apenas a espécie *Aphanocapsa delicatissima* e na classe Chlorophyceae a espécie *Chlorella vulgaris* dominou em praticamente todo o período de estudo com maior incidência na L1. Além de *Chlorella vulgaris*, foram registradas outras espécies dominantes, todas do gênero *Scenedesmus* (*Scenedesmus ellipticus*, *Scenedesmus dimorphus*, *Scenedesmus acuminatus* e *Scenedesmus acutus*). A diversidade aumentou da L1 em direção a L2 e foi observado que as maiores diversidades registradas no período coincidiram com a menor dominância e vice versa.

Palavras-chave - comunidade fitoplanctônica, tratamento de esgoto, lagoas de polimento

ABSTRACT

MAGALHÃES, Adriana Barbosa Sales de, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, November 2011. **Phytoplankton community structure in a pilot sewage treatment plant of stabilization ponds.** Adviser: Walter Campos Otoni. Co-adviser: Rafael Kopschitz Xavier Bastos.

The current study aimed to evaluate the phytoplankton community structure and its alterations in a pilot sewage treatment plant of stabilization pond. The samples were taken in four sequential pounds between February and June of 2010. The phytoplankton community were analyzed by its main attributes: abundant and dominant species, diversity, species evenness, number of taxa and population density. The environmental parameter evaluated were: pH, dissolved oxygen, water temperature, total suspended solids and precipitation. The samples for qualitative analyses were taken on the surface with a plankton net, pore size 20 µm. And to the quantitative analyses the samples were collected with a special tool, able to sample in deep water. We have registered 103 taxa among seven classes: Chlorophyceae (53), Euglenophyceae (21), Cyanobacteria (18), Cryptophyceae (6), Zygnemaphyceae (2), Chrysophyceae (2) and Dinophyceae (1). Based in qualitative paramers the predominat class were Chlorophyceae, followed by Euglenophyceae, Cyanophyceae and Cryptophyceae. The classes Zygnemaphyceae, Dinophyceae and Chrysophyceae were not well disseminated. The L3 has achieved large phytoplankton composition with 91 identified taxa, followed by L2 (87), L4 (81) and L1 (73). In the four pounds evaluated, the class Chlorophyceae presented the large number of species (27), with the specie *Chlorella vulgaris* representing 50% of the samples. In the class Euglenophyceae there was a decrease in the density from the L1 to L4. The species *Menoidium gracile* and *Phacus dangeardii* were found in large amounts in all of the pounds. As for dominance, we have registered dominant organisms only in the classes Cyanophyceae (1) and Chlorophyceae (5). In the class Cyanophyceae only the specie *Aphanocapsa delicatissima* and in the class Chlorophyceae the specie *Chlorella vulgaris* has dominate almost all the evaluated time with bigger impact in the L1. Other than *Chlorella vulgaris*, all species evaluated of the genus *Scenedesmus* (*Scenedesmus ellipticus*, *Scenedesmus dimorphus*, *Scenedesmus acuminatus* e *Scenedesmus acutus*) were dominants. The diversity increased from the L1 in direction to L2 and we have seen more diversity when less dominance were present and vice versa.

Keywords: phytoplankton community; sewage treatment; stabilization pond

1. INTRODUÇÃO

Um dos problemas melhor documentados em âmbito mundial sobre o impacto do homem nos ecossistemas aquáticos é o da eutrofização artificial. Este fenômeno causa efeitos severos como mudanças na produção primária, composição de espécies, simplificação estrutural dos componentes bióticos, proliferação de microalgas tóxicas ou potencialmente tóxicas, tornando os grandes mananciais impróprios para o consumo humano e as áreas de recreação inadequadas para uso (TUNDISI, 2003).

As ações antrópicas causam ainda, drásticas modificações nos ambientes aquáticos, especialmente devido às diferentes formas de poluição, oriundas de efluentes domésticos e industriais. Diante disso, faz-se necessário, eliminar ou minimizar os prejuízos decorrentes dessa poluição, o que pode ser alcançado através do tratamento de águas residuárias.

Entre os diversos sistemas de tratamento de águas residuárias, destacam-se as lagoas de estabilização, que se beneficiam de fatores como radiação solar, ação dos ventos, temperatura e fotossíntese para produzir efluentes líquidos com qualidade que alcança os padrões de emissão estabelecidos na legislação de grande número de países.

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 microalgas, tais como gás carbônico e sais minerais. As microalgas, por sua vez utilizam esses nutrientes e, através de processos fotossintéticos liberam oxigênio que ajudam a manter as condições aeróbias do meio (BRANCO, 1978).

A comunidade fitoplanctônica ocupa a base da cadeia alimentar e é considerada bioindicadora das mudanças ambientais, apontando a direção dessas mudanças através da sua estrutura e função (REYNOLDS, 1988; BUFORD, 1997). O estudo da composição taxonômica do fitoplâncton e da sucessão dessa comunidade no espaço e tempo proporciona informações básicas sobre o ecossistema. Para Ferreira e Rocha (1988), a ação antropogênica reflete na variação da comunidade, sendo percebida pela riqueza, abundância, diversidade e dominância.

Em lagoas de estabilização, as microalgas se apresentam como um dos grupos mais diversificados entre os microrganismos presentes. De acordo com Branco (1978), os principais gêneros que ocorrem nas lagoas de estabilização são: *Dolichospermum*, *Chlamydomonas*, *Chlorella*, *Chlorococcum*, *Eudorina*, *Euglena*, *Golenkinia*,

Gomphonema, Lepocinclis, Micractinium, Microcystis, Nitzschia, Oscillatoria, Pandorina, Phacus, Phormidium, Scenedesmus, Surirella, Tetradron e outros.

Além de removerem nutrientes como nitrogênio, fósforo e carbono, microalgas e cianobactérias também atuam sobre as condições físicas e químicas da água, podendo modificar a cor, a turbidez, a oxigenação, a alcalinidade dentre outras propriedades.

Embora desempenham um importante papel no tratamento de esgoto em lagoas de estabilização, as microalgas e cianobactérias também podem causar problemas devido ao crescimento excessivo, ocasionando aumento da DBO₅ e, conseqüentemente, elevação da demanda de oxigênio no corpo de água receptor (KONIG, 1984; MASSERET *et al.*, 2000).

Estudos sobre a estrutura e dinâmica do fitoplâncton são importantes por ser organismos que respondem prontamente às mudanças que ocorrem no ambiente, funcionando como indicadores ecológicos e auxiliando no entendimento das interações existentes entre os processos físicos num extremo e as respostas biológicas no outro (NOGUEIRA e MATSUMURA-TUNDISI, 1996).

A estrutura da comunidade é descrita pela composição, riqueza, freqüência de ocorrência das espécies, densidade, diversidade específica e arquitetura (FERNANDES, 2005). Apesar da função das microalgas no processo de tratamento de águas residuárias em lagoas de estabilização ser considerado fundamental, poucos são os estudos de levantamento taxonômico do fitoplâncton nesses ambientes e menos freqüentes, ainda os que abordam a estrutura dessa comunidade (GRANADO, 2004). O conhecimento qualitativo e quantitativo das microalgas e cianobactérias em lagoas de estabilização fornecem indicações úteis do tipo de lagoa e da eficiência do tratamento.

Assim, o presente estudo teve como objetivo avaliar a variação temporal da estrutura da comunidade fitoplanctônica em um sistema piloto de tratamento de esgoto sanitário formado por quatro lagoas de polimento, por meio de análises de abundância, densidade, riqueza de espécies, freqüência de ocorrência, diversidade específica e equitabilidade.

2. MATERIAL E MÉTODO

2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado na Unidade Integrada de Tratamento de Esgotos e Utilização de Efluentes, no município de Viçosa, localizado no sudeste de Minas Gerais (altitude de 649 m), entre as coordenadas geográficas de 20°45'14'', latitude sul, e o meridiano de 42°52'54'', longitude oeste.

A unidade de tratamento é constituída por um conjunto UASB + BF, em escala real ($115 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$), pré-fabricado em aço, seguido de três lagoas de polimento em série, e uma quarta lagoa (L4), em paralelo à terceira, todas em escala piloto e pré-fabricadas em fibra de vidro, com 90 cm de profundidade, 5,7 m de comprimento e 2,85 m de largura (Figura 1).

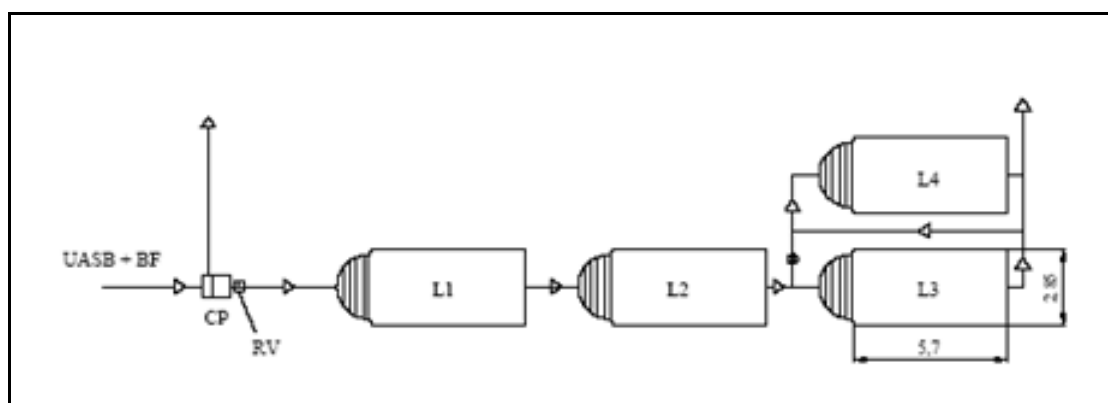


Figura 1: Ilustração esquemática da série experimental de lagoas de estabilização.

Fonte: RIOS (2007).

Legenda: UASB: Reator anaeróbico de fluxo ascendente; BF: Biofiltro aerado submerso; CP: Caixa de passagem; RV: Regulador de vazão, L1, L2, L3 e L4: Lagoas de polimento

O período de estudo iniciou em fevereiro de 2009 e se estendeu até junho de 2010, com interrupção nos meses de setembro, novembro e dezembro devido a problemas operacionais no sistema. As coletas foram realizadas com frequência quinzenal a mensal. Ao longo do período, o sistema foi operado com variações em termos de vazão e, por conseguinte, de tempo de retenção hidráulica, caracterizando dois 'períodos operacionais'. De fevereiro a outubro de 2009 a vazão das lagoas foi de 3,5

$\text{m}^3 \text{d}^{-1}$ e o TDH de quatro dias em cada lagoa. Já no período de janeiro a junho de 2010 a vazão foi de $2 \text{ m}^3 \text{d}^{-1}$ e o TDH de sete dias em cada lagoa.

2.1 Amostragem e análise dos dados

Os dados de precipitação (mm) e temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$), foram obtidos na Estação Meteorológica localizada na Universidade Federal de Viçosa (UFV) – MG, entre as coordenadas geográficas a $20^{\circ}25'$ latitude Sul e $42^{\circ}52'$ longitude Oeste e altitude de 657 m.

As variáveis temperatura, OD e pH foram determinadas em campo, no horário entre 10:00 h e meio-dia, com o emprego de equipamentos portáteis - termômetro de bulbo, oxímetro (modelo DM-4 - DIGIMED) e potenciômetro (DIGIMED DM-21), mensuradas a meia profundidade (45 cm). A transparência (m) foi obtida por meio da profundidade do disco de Secchi, sendo seu valor multiplicado por 3 para estimativa da zona eufótica (COLE, 1994).

As coletas para análise qualitativa do fitoplâncton, foram realizadas nas quatro lagoas de polimento, utilizando uma rede de plâncton, com abertura de malha de $20 \mu\text{m}$. As amostras foram subdivididas em duas, sendo uma fixada com formol 4% e outra mantida viva para observação das características morfológicas indispensáveis à identificação taxonômica, tais como: movimento, locomoção, metabolia, forma e número de cloroplastídios e disposição dos grãos de paramido no protoplasto.

Para a análise de clorofila *a*, utilizou-se o método espectrofotométrico descrito no *Standard Methods* (APHA, 1998). Para análise taxonômica dos organismos utilizou-se microscópio Zeiss, modelo Axioplan equipado com contraste de fase e epifluorescência. Procurou-se observar o maior número de indivíduos e, sempre que possível, através da análise de populações, aumentando assim, a validade das interpretações.

Os organismos foram registrados através de desenhos e fotomicrografias. Quando necessário, fez-se uso de luz de epifluorescência para diferenciar bacterioplâncton de cianobactérias; contraste de fase e nanquim foram utilizados para evidenciar bainha mucilaginosa e iodo para evidenciar grãos de amido. Os sistemas de classificação adotados foram: Round (1971) para Chlorophyceae e Zygnemaphyceae, Hoffmann *et al.* (2005) para Cyanophyceae e Bourrelly (1981, 1985) para as demais classes. Dentre os trabalhos utilizados para identificação de gêneros e espécies destacam-se: Komárek e Fott (2000), Sant'Anna (1984), Ettl e Gärtner (1988), Hegevald e Silva (1988),

Nogueira (1991) e Comas (1996) para Chlorococcales; Tell e Conforti (1986), Menezes (1994), Xavier (1994) e Menezes e Bicudo (2008) para Euglenophyceae; Castro *et al.* (1991) e Menezes (1994) para Cryptophyceae; Sormus e Bicudo (1994) para Zygnemaphyceae; Komárková-Legnerová e Cronberg (1994), Azevedo e Sant'Anna (1999, 2003), Senna *et al.* (1999), Komárek e Azevedo (2000), Sant'Anna *et al.* (1989) e Werner (2002) para Cyanophyceae, Bicudo (2004) para Volvocales e Ferragut *et al.* (2005) para Scenedesmaceae.

Para o estudo quantitativo do fitoplâncton, as amostras foram coletadas na coluna d'água utilizando um coletor graduado de profundidade, em seguida, foram fixadas com solução de lugol acético 5%. A contagem dos organismos foi feita em câmara de Sedgwick-Rafter, ao microscópio Zeiss modelo Axioplan, com objetivas de longo alcance utilizando o aumento 400x. A contagem foi feita através de faixas horizontais, tantas quantas foram necessárias para que fossem contados, no mínimo, 100 indivíduos da espécie predominante, de modo que o erro fosse inferior a 20% e o coeficiente de confiança de 95% (APHA, 1998). O número de células por ml foi calculado de acordo com JARDIM *et al.* (2002).

A estrutura da comunidade foi avaliada através de espécies abundantes, dominantes, frequência de ocorrência de táxons (Lobo e Leighton, 1986); diversidade (Shannon e Weaver, 1963); equitabilidade (Pielou, 1984); riqueza de táxons e densidade populacional.

A abundância relativa (*A*) de cada táxon foi calculada a partir da contagem direta dos organismos e os resultados transformados em porcentagens, utilizando-se a seguinte equação 1:

$$A = \frac{N \times 100}{n} \quad \text{equação 1}$$

Onde:

A = abundância relativa;

N = número de indivíduos do táxon identificado;

n = número total de indivíduos na amostra.

Para a interpretação, foram utilizadas as categorias espécies abundantes e dominantes de acordo com LOBO e LEIGHTON (1986).

A frequência de ocorrência (F) foi expressa em porcentagem, levando-se em consideração o número de amostras, nas quais cada táxon ocorreu e o número total de amostras analisadas, tendo sido aplicada a equação 2:

$$F = \left(\frac{Pa}{P} \right) 100 \quad \text{equação 2}$$

Onde:

Pa = número de amostras em que o táxon ocorreu

P = número total de amostras analisadas.

A frequência de ocorrência das espécies foi avaliada segundo Lobo e Leighon (1986), sendo constante quando acima de 50%; comum de 10% a 50% e rara: abaixo de 10%.

Os resultados foram submetidos à estatística descritiva através da média, desvio-padrão e coeficiente de variação. O coeficiente de correlação de Spearman foi utilizado para testar a significância das correlações entre as variáveis biológicas do fitoplâncton, as variáveis físicas e químicas da água e as variáveis climatológicas avaliadas.

3. RESULTADOS

3.1 Variáveis climáticas

O clima de Viçosa é do tipo tropical de altitude Cwa, conforme classificação climática de Köppen-Geiger, apresenta duas estações bem definidas, uma seca e fria que se estende de abril a setembro e outra, úmida e quente concentrada entre os meses de outubro e março. A pluviosidade média anual varia de 1.300 a 1.400 mm e a temperatura média anual é de 19°C (CASTRO *et al.*, 1983).

As precipitações mensais e temperaturas médias do ar obtidas durante o período de estudo estão representadas na Figura 2.

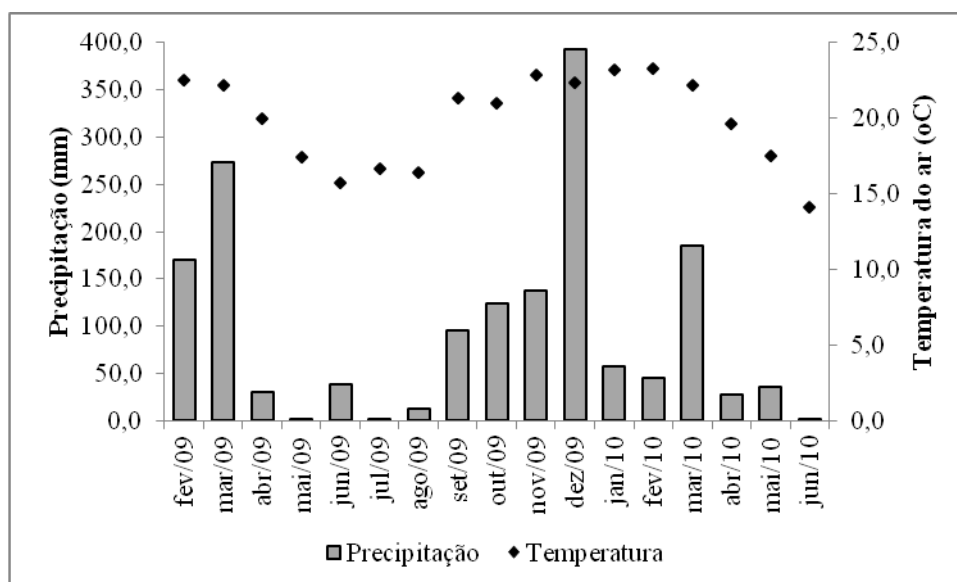


Figura 2: Variação da precipitação pluviométrica mensal (mm) e da temperatura do ar (°C) no município de Viçosa-MG entre os meses de fevereiro/2009 e junho/2010

Os maiores valores de precipitação foram registrados no mês de dezembro/2009 (393,5 mm) e os menores nos meses de maio e julho/2009 e junho/2010, sendo o valor mínimo de 0,8 mm no mês de maio/2009. Dentre os meses de coleta, os que registraram chuvas mais intensas foram fevereiro, março e outubro/2009 e março/2010, todos com precipitações mensais superiores a 100 mm.

Temperaturas elevadas (acima de 20 °C) foram registradas nos meses de fevereiro, março, setembro, outubro, novembro e dezembro/2009, com as máximas de

23,2 e 23,3 °C nos meses de janeiro e fevereiro/2010, respectivamente. As temperaturas mínimas foram de 15,7 °C (junho/2009) e 14,1 °C (junho/2010).

Conforme citado anteriormente, o período chuvoso no município de Viçosa se estende de outubro a março, entretanto, vale ressaltar que os meses de janeiro e fevereiro/2010 foram atípicos em relação a precipitação, com volume de chuva cerca de três vezes menor que o registrado nos últimos anos nos mesmos períodos.

3.2 Variáveis físicas e químicas

3.2.1 pH

As variações do pH na série de lagoas, no período de estudo (fevereiro/2009 e junho/2010), estão apresentadas na Figura 3. Os maiores valores de pH foram registrados nas L3 e L4 (Figura 3).

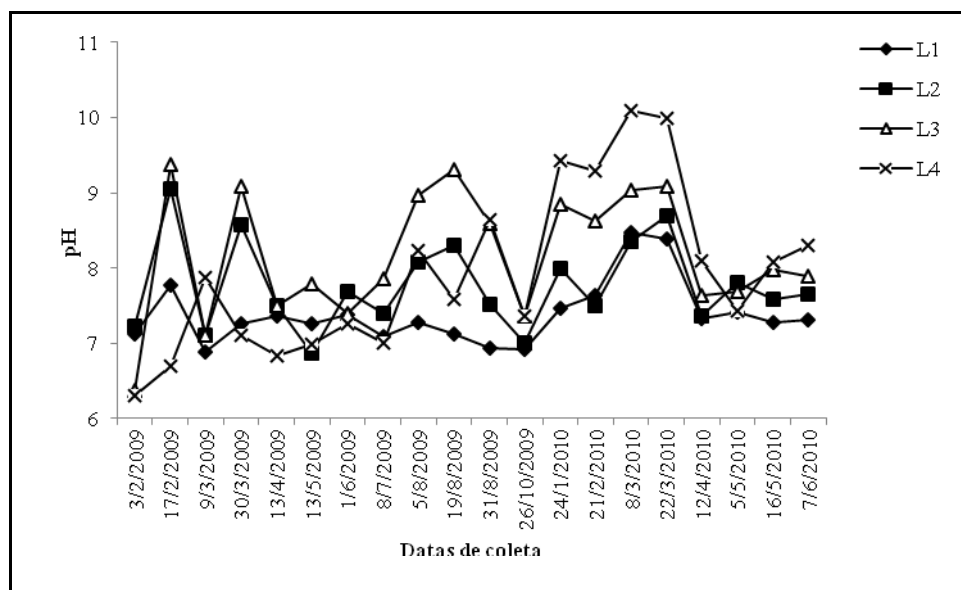


Figura 3: Variações do pH na série de lagoas no período de estudo

Os valores máximos, mínimos, média e desvio padrão do pH, na série de lagoas no período de fevereiro/2009 a junho/2010 estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1: Valores máximos, mínimos, média e desvio padrão do pH na série lagoas de polimento no período estudado

	L1	L2	L3	L4
Mínimo	6,9	6,9	6,4	6,3
Máximo	8,5	9,1	9,4	10,1
Média Aritmética	7,3	7,8	8,0	8,0
Desvio Padrão	0,42	0,59	0,85	1,1

n = 20

3.2.2 Oxigênio dissolvido (OD)

De maneira geral, houve tendência de aumento nas concentrações de OD na L1 em direção a L4. Entretanto, nos meses de fevereiro e março/2009 os valores de OD na L1 e L2 estiveram acima da média encontrada no período de estudo (5 mg L^{-1}), sendo registrado um máximo de 10 e 11 mg L^{-1} na L1 e L2, respectivamente. Em outubro/2009 o OD esteve baixo em toda série de lagoas. As variações na concentração de OD (0,45 m) nas quatro lagoas de polimento no período de fevereiro/2009 a junho/2010 estão apresentadas na Figura 4.

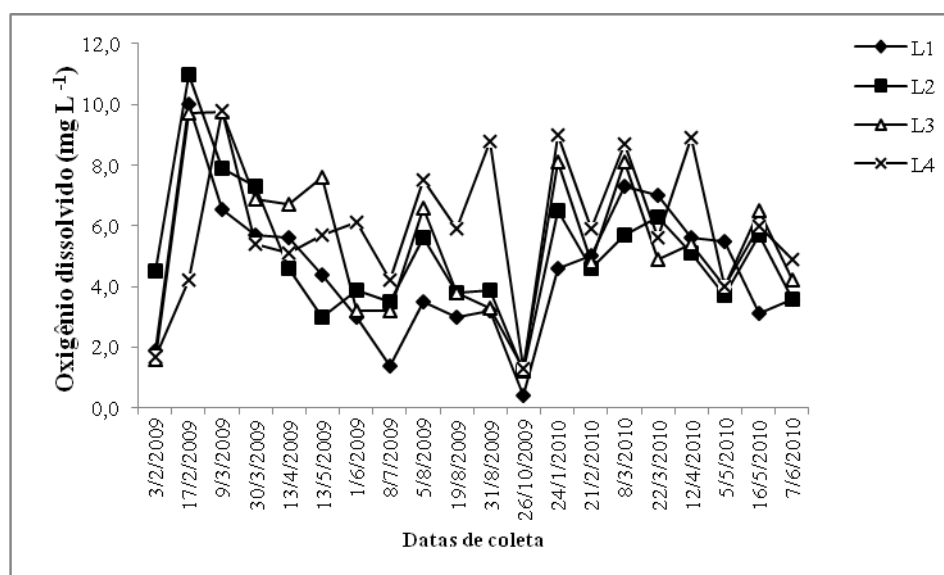


Figura 4: Variações do OD na série de lagoas no período de fevereiro/2009 a junho/2010

Os valores máximos, mínimos, média e desvio padrão do OD na série de lagoas no período de fevereiro/2009 a junho/2010 estão apresentados na Tabela 2.

Tabela 2: Valores máximos, mínimos, média e desvio padrão do OD na série de lagoas no período estudado

	L1	L2	L3	L4
Mínimo	0,4	1,2	1,3	1,3
Máximo	10,0	7,9	9,8	9,8
Média Aritmética	4,5	4,8	5,5	5,9
Desvio Padrão	2,3	1,9	2,5	2,3

n = 20

3.2.3 Temperatura

As variações da temperatura da água na série de lagoas amostradas ao longo do período de estudo estão apresentadas na Figura 5.

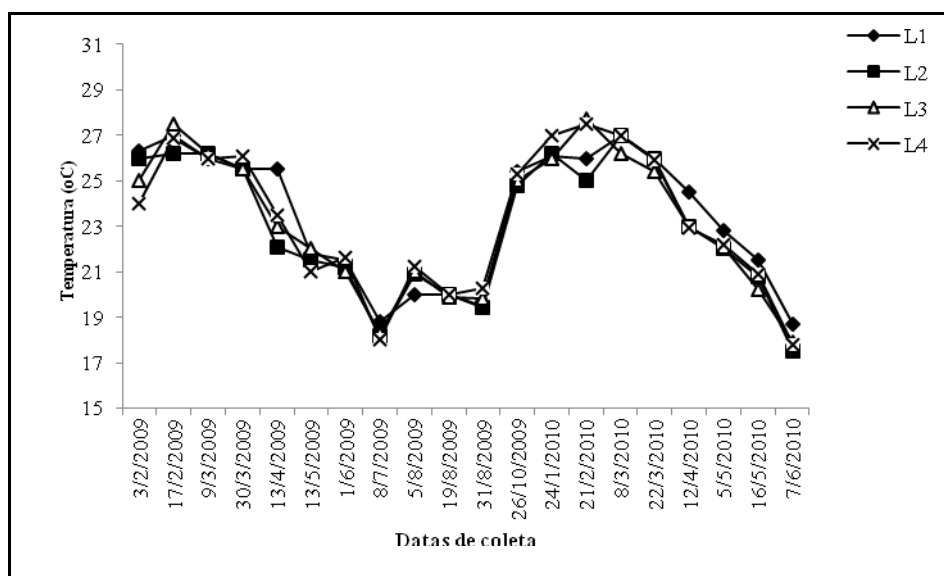


Figura 5: Variações da temperatura na série de lagoas à meia profundidade, no período de fevereiro/2009 a junho/2010

Os valores de temperatura registrados nas quatro lagoas foram semelhantes. A mínima registrada foi de 17,5 °C na L2 e a máxima 27,7 °C na L3 (Figura 5). Considerando as flutuações temporais da temperatura da água foi observada uma tendência nítida de aumento e diminuição dos valores em função das épocas climáticas de seca e de chuva.

Os valores máximos, mínimos, média e desvio padrão do OD nas quatro lagoas durante o período de fevereiro/2009 a junho/2010 estão apresentados na Tabela 3.

Tabela 3: Valores máximos, mínimos, média e desvio padrão da temperatura na série de lagoas no período estudado

	L1	L2	L3	L4
Mínimo	18,7	17,5	17,9	17,8
Máximo	27,0	27,0	27,7	27,5
Média Aritmética	23,5	23,0	23,1	23,3
Desvio Padrão	3	3	3,1	3,1

n = 20

3.2.4 Transparência e Zona eufótica

Os valores máximos, mínimos, média e desvio padrão da transparência da água e da zona eufótica encontrados nas quatro lagoas estão apresentados na Tabela 4.

Tabela 4: Valores (m) máximos, mínimos, média e desvio padrão da transparência da água (SECCHI) e da zona eufótica (Z.EUF) na série de lagoas no período estudado

	L1		L2		L3		L4	
	SECCHI	Z.EUF	SECCHI	Z.EUF	SECCHI	Z.EUF	SECCHI	Z.EUF
	m							
Mínimo	0,03	0,09	0,05	0,15	0,08	0,24	0,10	0,29
Máximo	0,21	0,63	0,28	0,84	0,26	0,78	0,29	0,87
Média Aritmética	0,12	0,37	0,14	0,43	0,16	0,48	0,20	0,61
Desvio Padrão	0,04	0,13	0,07	0,20	0,05	0,15	0,06	0,19

n = 20

De maneira geral, a transparência da água apresentou valores máximos na L3 e L4, no entanto, foram encontrados valores elevados na L2 nos meses de julho/2009 e março/2010 (0,28 m).

Conseqüentemente a extensão da zona eufótica seguiu o mesmo padrão, sendo que o menor valor observado foi de 0,09 m na L1 (Fevereiro/2009) e o máximo 0,87 na L4 (Agosto/2009). As variações da extensão da zona eufótica na série de lagoas amostradas, durante o período de fevereiro/2009 e junho/2010 estão apresentados na Figura 6.

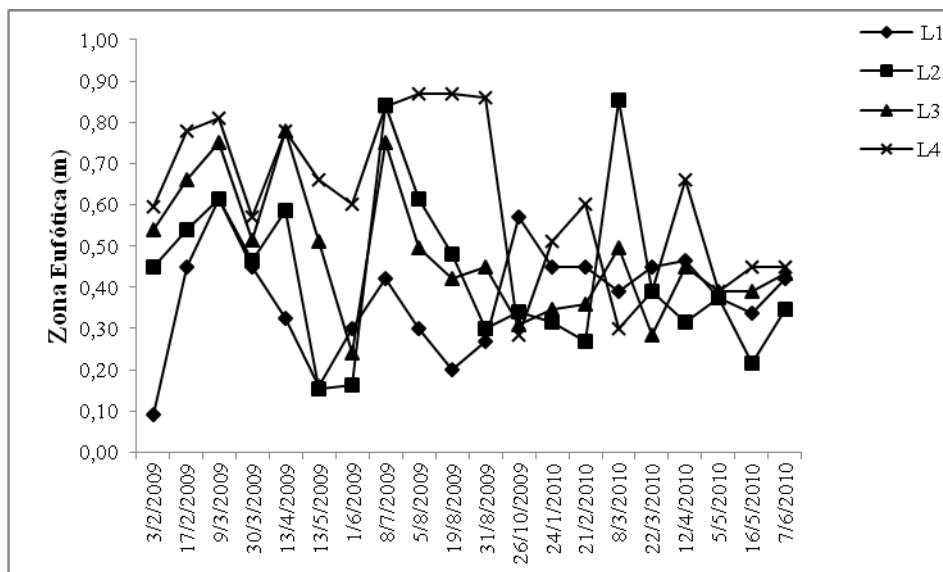


Figura 6: Variação da zona eufótica na série de lagoas no período estudado

3.2.5 Sólidos Suspensos Totais (SST)

Durante o período de estudo, as maiores concentrações SST ocorreram nas L1 e L2, com decréscimo em direção a L4, com a máxima encontrada na L2 (213 mg L^{-1}) em maio/2009 e a mínima na L4 (10 mg L^{-1}) em março/2009 (Figura 7).

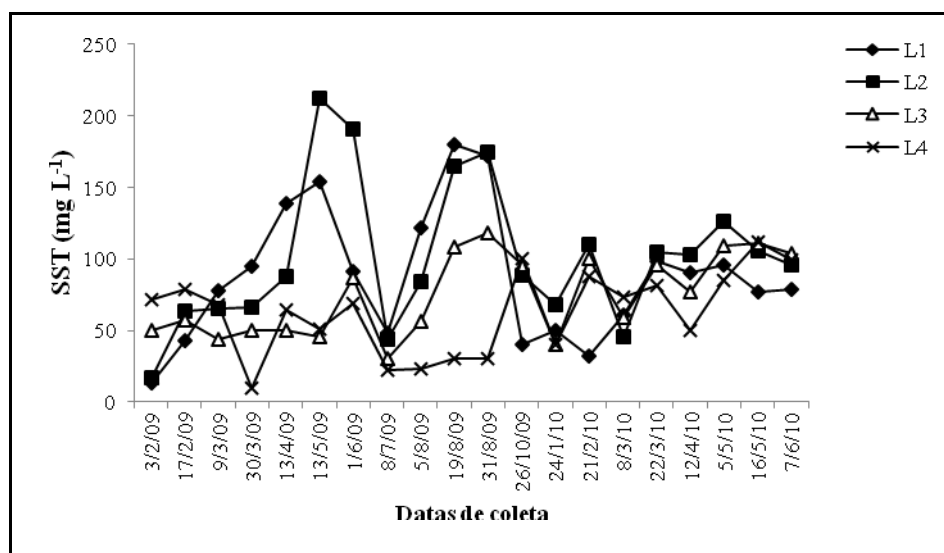


Figura 7: Variações dos SST (mg L^{-1}) na série de lagoas no período de fevereiro/2009 a junho/2010

Os valores máximos, mínimos, média e desvio padrão da concentração de SST no período de fevereiro/2009 a junho/2010 estão apresentados na Tabela 5.

Tabela 5: Concentrações máximas, mínimas, médias e desvio padrão de SST (mg L^{-1}) encontrados na série de lagoas, no período estudado

	L1	L2	L3	L4
Mínimo	13,0	17,0	30,0	10,0
Máximo	180,0	212,5	118,0	112,3
Média Aritmética	88	101	74	62
Desvio Padrão	46	51	29	29

n = 20

3.3 Análise estatística

A correlação de Spearman mostrou que em todas as lagoas estudadas a precipitação correlacionou positivamente com a temperatura da água e os SST correlacionaram-se negativamente com a transparência (SECCHI).

A matriz de correlação entre as variáveis abióticas da L1 está apresentada na Tabela 6.

Tabela 6: Estimativas dos coeficientes de correlação de Spearman entre as variáveis abióticas da L1 no período de fevereiro/2009 a junho/2010

Variáveis	PREC	OD	pH	TEMP	SST	SECCHI
OD	0,456	-				
pH	0,250	0,635*	-			
TEMP	0,712*	0,555*	0,451	-		
SST	-0,377	-0,014	-0,190	-0,503*	-	
SECCHI	0,577*	0,230	0,059	0,526	-0,646*	-

*Significativo a nível de 5% pelo teste “Z”

Legenda: PREC – precipitação; OD – oxigênio dissolvido; pH – potencial de hidrogênio; TEMP – temperatura; ALC – alcalinidade; SECCHI - transparência

Na L1 ocorreram as seguintes correlações positivas: PREC com TEMP e com transparência, OD com pH e com TEMP e entre TEMP e transparência, enquanto as correlações negativas ocorreram entre TEMP e SST e entre SST com SECCHI.

A matriz de correlação de Spearman entre as variáveis abióticas da L2 está apresentada na Tabela 7.

Tabela 7: Estimativas dos coeficientes de correlação de Spearman entre as variáveis abióticas da L2 no período de fevereiro/2009 a junho/2010

Variáveis	PREC	OD	pH	TEMP	SST	SECCHI
OD	0,592*					
pH	0,331	0,477				
TEMP	0,791*	0,497	0,284			
SST	-0,524*	-0,398	-0,192	-0,470		
SECCHI	0,299	0,235	0,269	0,114	-0,651*	-

*Significativo a nível de 5% pelo teste “Z”

Legenda: PREC – precipitação; OD – oxigênio dissolvido (meia profundidade); pH – potencial de hidrogênio (meia profundidade); TEMP – temperatura (meia profundidade); ALC – alcalinidade; SECCHI – transparência

Na L2 a PREC correlacionou-se positivamente com o OD e com TEMP e negativamente entre PREC e SST e entre SST com transparência. As demais variáveis não apresentaram correlações significativas.

A matriz de correlação de Spearman entre as variáveis abióticas da L3 no período estudado (fevereiro/2009 a junho/2010) está apresentada na Tabela 8.

Tabela 8: Estimativas dos coeficientes de correlação de Spearman entre as variáveis abióticas da L3

Variáveis	PREC	OD	pH	TEMP	SST	SECCHI
OD	0,346					
pH	0,056	0,384				
TEMP	0,712*	0,419	0,154			
SST	-0,321	-0,472	0,110	-0,300		
SECCHI	0,189	0,411	-0,165	0,018	-0,648*	

*Significativo a nível 5% pelo teste “Z”

Legenda: PREC – precipitação; OD – oxigênio dissolvido (meia profundidade); pH – potencial de hidrogênio (meia profundidade); TEMP – temperatura (meia profundidade); ALC – alcalinidade; SECCHI – transparência

Na L3 só foi observada correlação positiva entre PREC e TEMP e negativa entre SST e transparência.

A Matriz de correlação de Spearman entre as variáveis abióticas da L4 no período estudado (fevereiro/2009 a junho/2010) está apresentada na Tabela 9.

Tabela 9: Estimativas dos coeficientes de correlação de Spearman entre as variáveis abióticas da L4

Variáveis	PREC	OD	pH	TEMP	SST	SECCHI
OD	0,000					
pH	0,040	0,578*				
TEMP	0,707*	0,110	0,310			
SST	0,057	-0,337	0,123	0,173		
SECCHI	-0,228	0,266	-0,373	-0,322	-0,629*	

*Significativo a nível de 5% pelo teste “Z”

Legenda: PREC – precipitação; OD – oxigênio dissolvido (meia profundidade); pH – potencial de hidrogênio (meia profundidade); TEMP – temperatura (meia profundidade); ALC – alcalinidade; SECCHI – transparência

Na L4 foram observadas as seguintes correlações: positivas entre PREC e TEMP e entre pH e OD e negativa entre SST e transparência.

3.4 Variáveis biológicas

3.4.1 Clorofila *a*

De maneira geral, houve decréscimo na concentração de clorofila *a* da L1 em direção a L4 (Figura 8).

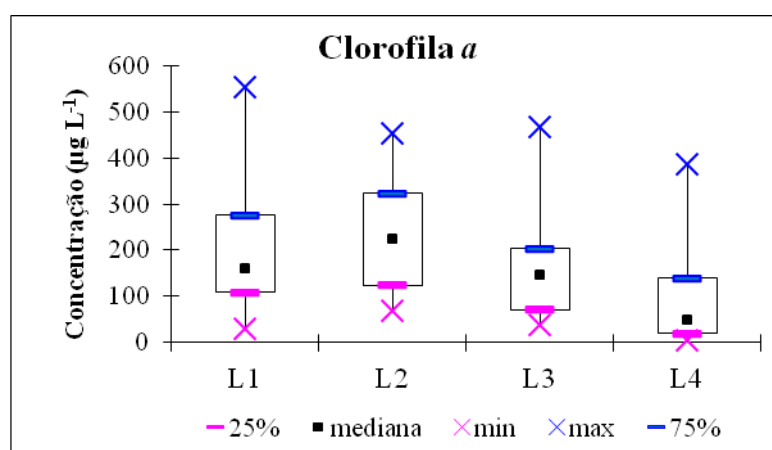


Figura 8: Variação da concentração de clorofila *a* (mg L⁻¹) na série de lagoas durante o período de fevereiro/2009 a junho/2010

Os valores máximos, mínimos, média e desvio padrão dos valores de clorofila *a* encontrados no período de fevereiro/2009 a junho/2010 estão apresentados na Tabela 10.

Tabela 10 : Valores máximos, mínimos, média e desvio padrão de Clorofila *a* encontrados na série de lagoas, no período estudado

	L1	L2	L3	L4
Mínimo	30,0	69,7	39,3	4,6
Máximo	554,5	453,9	465,8	385,0
Média Aritmética	211	232	157	105
Desvio Padrão	147	119	113	122

n = 20

3.4.1 Composição e estrutura da comunidade

O levantamento taxonômico da comunidade fitoplanctônica levou a identificação de 103 táxons distribuídos em 58 gêneros, 25 famílias, 11 ordens e 7 classes taxonômicas, da seguinte forma: Chlorophyceae (53), Euglenophyceae (21), Cyanophyceae (18), Cryptophyceae (6), Zygnemaphyceae (2), Chrysophyceae (2) e Dinophyceae (1). Do total de táxons encontrados pertencentes a classe Chlorophyceae, 13,2% são fitoflagelados mixotróficos.

O percentual de cada classe encontrada na série de lagoas, durante o período de estudo, está apresentado na Figura 9.

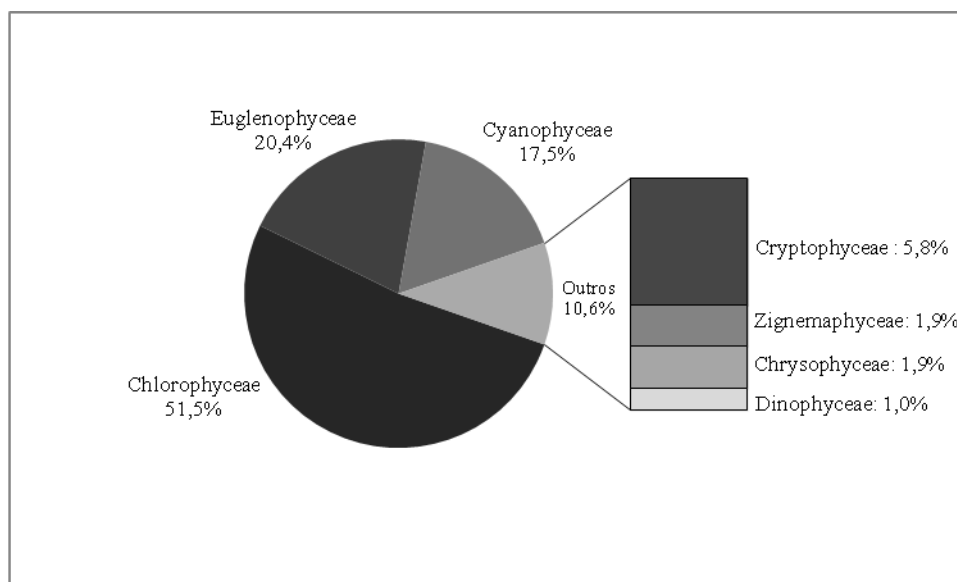


Figura 9: Percentual de táxons de cada classe fitoplanctônica encontrada na série de lagoas, no período de fevereiro/2009 a junho/2010.

Do total de táxons catalogados, 48 foram comuns as quatro lagoas, um foi exclusivo da L2 (*Golenkinia radiata*), três exclusivos da L3 (*Heteroleibleinia*

kuetzingii, *Pseudanabaena galeata* e *Dinobryon sertularia*) e dois da L4 (*Nephrocytium spirale* e *Ulothrix tenerrima*). Quanto à frequência de ocorrência das espécies, na L1 42 táxons foram considerados comuns; 4 táxons, constantes e 28 raros. Na L2 foram registrados 52 táxons comuns; 5 constantes e 29 raros. Na L3 56 táxons foram comuns; 9 táxons constantes e 26 raros. E na L4 52 táxons foram comuns; 7 constantes e 25 raros. A composição de táxons encontrados em cada lagoa amostrada e a respectiva frequência de ocorrência está apresentada na Tabela 11.

Tabela 11: Frequência de ocorrência e composição de táxons presentes na série de lagoas, durante o período estudado

Taxón	Lagoas							
	L1		L2		L3		L4	
	Freq (%)	Classif	Freq (%)	Classif	Freq (%)	Classif	Freq (%)	Classif
CYANOPHYCEAE								
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	5	R	5	-	15	CM	30	CM
<i>Aphanothece smithii</i>	5	R	15	CM	ND	-	10	CM
<i>Chroococcus minutus</i>	5	R	ND	-	ND	-	5	R
<i>Dolichospermum planctonicum</i>	10	CM	10	CM	10	CM	10	CM
<i>Geitlerinema unigranulatum</i>	ND	-	15	CM	25	CM	15	CM
<i>Gomphosphaeria</i> sp.	5	R	5	R	5	R	5	R
<i>Heteroleibleinia kuetzingii</i>	ND	-	ND	-	5	R	ND	-
<i>Leptolyngbya lagerheimii</i>	10	CM	10	CM	5	R	25	CM
<i>Leptolyngbya perelegans</i>	45	CM	30	CM	60	CT	35	CM
<i>Merismopedia tenuissima</i>	10	CM	15	CM	20	CM	15	CM
<i>Microcrocis pulcheella</i>	ND	-	ND	-	10	CM	5	R
<i>Oscillatoria subbrevis</i>	10	CM	10	CM	10	CM	10	CM
<i>Oscillatoria</i> sp.	ND	-	5	-	15	CM	15	CM
<i>Phormidium molle</i>	10	CM	15	CM	20	CM	20	CM
<i>Phormidium willei</i>	5	R	ND	-	5	R	15	CM
<i>Pseudanabaena galeata</i>	ND	-	ND	-	5	R	ND	-
<i>Synechococcus nidulans</i>	45	CM	40	CM	35	CM	45	CM
<i>Synechocystis aquatilis</i>	5	R	20	CM	15	CM	10	CM
CHLOROPHYCEAE								
<i>Actinastrum aciculare</i>	10	CM	5	R	10	CM	5	R
<i>Ankistrodesmus gracilis</i>	5	R	10	CM	15	CM	10	CM
<i>Chlamydomonas agloëformis</i>	15	CM	25	CM	40	CM	20	CM
<i>Chlamydomonas debaryana</i>	15	CM	20	CM	30	CM	35	CM
<i>Chlamydomonas gloeopara</i>	20	CM	20	CM	15	CM	20	CM
<i>Chlamydomonas planctogloea</i>	5	R	5	R	5	R	5	R
<i>Chlamydomonas sordida</i>	30	CM	30	CM	30	CM	30	CM
<i>Chlorella ellipsoidea</i>	20	CM	15	CM	15	CM	15	CM
<i>Chlorella homosphaera</i>	ND	-	5	R	5	R	ND	-
<i>Chlorella vulgaris</i>	95	CT	100	CT	100	CT	95	CT
<i>Chlorococcum</i> cf. <i>minimum</i>	25	CM	25	CM	40	CM	15	CM
<i>Chlorococcum infusionum</i>	20	CM	25	CM	25	CM	20	CM
<i>Chlorogonium fusiforme</i>	ND	-	5	R	15	CM	20	CM
<i>Chloromonas frigida</i>	10	CM	10	CM	5	R	10	CM
<i>Choricystis minor</i>	30	CM	45	CM	65	-	65	CT
<i>Closteriopsis acicularis</i>	ND	-	10	CM	10	CM	10	CM
<i>Coelastrum indicum</i>	5	R	15	CM	25	CM	25	CM
<i>Coelastrum microporum</i>	5	R	ND	-	5	R	20	CM
<i>Coelastrum reticulatum</i>	ND	-	5	R	5	R	ND	-
<i>Coenocystis subcylindrica</i>	ND	-	5	R	10	CM	10	CM
<i>Crucigenia tetrapedia</i>	ND	-	5	R	10	CM	5	R
<i>Desmodesmus communis</i>	55	CT	85	CT	70	CT	75	CT

Legenda: CT: táxon constante; CM: táxon comum; R: táxon raro; ND: não detectado

Tabela 11: continuação

Táxon	Lagoas							
	L1		L2		L3		L4	
	Freq (%)	Classif	Freq (%)	Classif	Freq (%)	Classif	Freq (%)	Classif
CHLOROPHYCEAE								
<i>Desmodesmus opoliensis</i>	10	CM	5	R	15	CM	30	CM
<i>Desmodesmus protuberans</i>	ND	-	20	CM	10	CM	ND	-
<i>Diacanthos belenophorus</i>	ND	-	5	R	5	R	10	CM
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	ND	-	5	R	10	CM	15	CM
<i>Elakatothrix gelatinosa</i>	ND	-	ND	-	10	CM	5	R
<i>Eutetramorus planctonicus</i>	20	CM	35	CM	15	CM	5	R
<i>Golenkinia radiata</i>	ND	-	15	CM	ND	-	ND	-
<i>Golenkiniopsis solitaria</i>	5	R	10	CM	ND	-	ND	-
<i>Kirchneriella obesa</i>	ND	-			10	CM	5	R
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	20	CM	10	CM	20	CM	10	CM
<i>Monoraphidium contortum</i>	20	CM	10	CM	5	R	10	CM
<i>Monoraphidium griffithii</i>	ND	-	5	R	10	CM	15	CM
<i>Monoraphidium irregulare</i>	ND	-	10	CM	5	R	ND	-
<i>Monoraphidium minutum</i>	50	CM	25	CM	35	CM	25	CM
<i>Monoraphidium tortile</i>	ND	-	10	CM	10	CM	5	R
<i>Nephrocytium spirale</i>	ND	-	ND	-	ND	-	10	CM
<i>Oocystis borgei</i>	10	CM	5	R	5	R	5	R
<i>Oocystis lacustris</i>	5	R	10	CM	15	CM	20	CM
<i>Polytoma</i> sp.	10	CM	5	R	ND	-	ND	-
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	30	CM	65	CT	80	CT	70	CT
<i>Scenedesmus acutus</i>	5	R	40	CM	55		50	CM
<i>Scenedesmus bernardii</i>	5	R	5	R	15	CM	5	
<i>Scenedesmus dimorphus</i>	ND	-	15	CM	15	CM	15	CM
<i>Scenedesmus ecornis</i>	25	CM	50	CM	60		55	
<i>Scenedesmus ellipticus</i>	10	CM	15	CM	10	CM	20	CM
<i>Scenedesmus obliquus</i>	10	CM	5		30	CM	25	CM
<i>Scenedesmus obtusus</i>	10	CM	10	CM	15	CM	10	CM
<i>Scenedesmus pectinatus</i>	5	R	40	CM	25	CM	5	R
<i>Stigeoclonium helveticum</i>	5	R	ND	-	5	R	5	R
<i>Ulothrix tenerrima</i>	ND	-	ND	-	ND	-	5	R
<i>Westella botryoides</i>	ND	-	5	R	10	CM	5	R
ZYGNEMAPHYCEAE								
<i>Closterium gracile</i>	25	CM	25	CM	25	CM	25	CM
<i>Cosmarium galeritum</i>	ND	-	5	R	15	CM	5	R
EUGLENOPHYCEAE								
<i>Astasia cylindrica</i>	10	CM	ND	-	ND	-	5	R
<i>Euglena agilis</i>	5	R	ND	-	5	R	ND	-
<i>Euglena caudata</i>	5	R	5	R	ND	-	ND	-
<i>Euglena limnophila</i>	5	R	10	CM	ND	-	ND	-
<i>Euglena mutabilis</i>	10	CM	10	CM	5	R	ND	-
<i>Euglena oxyuris</i>	10	CM	5	R	10	CM	5	R

Legenda: CT: táxon constante; CM: táxon comum; R: táxon raro; ND: não detectado

Tabela 11: continuação

Táxon	Lagoas							
	L1		L2		L3		L4	
	Freq (%)	Classif	Freq (%)	Classif	Freq (%)	Classif	Freq (%)	Classif
EUGLENOPHYCEAE								
<i>Cryptoglena skujae</i>	10	CM	10	CM	10	CM	5	R
<i>Euglena proxima</i>	5	R	5	R	ND	-	5	R
<i>Euglena pisciformis</i>	10	CM	10	CM	5	R	5	R
<i>Euglena viridis</i>	5	R	5	R	ND	-	ND	-
<i>Lepocinclis acus</i>	40	CM	35	CM	45	CM	30	CM
<i>Lepocinclis ovum</i>	5	R	ND	-	10	CM	ND	-
<i>Lepocinclis texta</i>	10	CM	5	R	5	R	ND	-
<i>Menoidium gracile</i>	75	CT	90		75	CT	80	CT
<i>Phacus caudatus</i>					10	CM	15	CM
<i>Phacus curvicauda</i>	25	CM	15	CM	20	CM	25	CM
<i>Phacus dangeardii</i>	75	CT	85	CT	65	CT	55	CT
<i>Strombomonas ovalis</i>	ND	-	5	-	5	R	ND	-
<i>Trachelomonas hispida</i>	10	CM	10	CM	10	CM	10	CM
<i>Trachelomonas robusta</i>	5	R	5	R	10	CM	10	CM
<i>Trachelomonas volvocina</i>	25	CM	20	CM	20	CM	10	CM
DINOPHYCEAE								
<i>Peridinium umbonatum</i>	5	R	10	CM	10	CM	15	CM
CHRYSOPHYCEAE								
<i>Dinobryon sertularia</i>	ND	-	ND	-	5	R	10	CM
<i>Synura</i> sp.	ND	-	ND	-	5	R	ND	-
CRYPTOPHYCEAE								
<i>Chilomonas paramaecium</i>	5	R	10	CM	5	R	ND	-
<i>Cryptomonas erosa</i>	35	CM	25	CM	25	CM	30	CM
<i>Cryptomonas marssonii</i>	15	CM	20	CM	20	CM	15	CM
<i>Cryptomonas obovata</i>	5	R	10	CM	5	R	5	R
<i>Protocryptomonas ellipsoidea</i>	5	R	5	R	5	R	5	R
<i>Protocryptomonas sygmoidea</i>	5	R	5	R	5	R	5	R

Legenda: CT: táxon constante; CM: táxon comum; R: táxon raro; ND: não detectado

O número total de táxons por classe fitoplanctônica encontrado na série de lagoas está apresentado na Tabela 12.

Tabela 12: Número total de táxons por classe fitoplanctônica encontrado na série de lagoas durante o período de fevereiro/2009 a junho/2010

Classes	Lagoas			
	L 1	L 2	L 3	L 4
Chlorophyceae	33	48	48	43
Euglenophyceae	19	17	16	13
Cyanophyceae	13	13	16	16
Cryptophyceae	6	6	6	5
Zygnemaphyceae	1	2	2	2
Dinophyceae	1	1	1	1
Chrysophyceae	-	-	2	1
TOTAL	73	87	91	81

A L3 obteve a maior composição fitoplanctônica, com 91 táxons identificados, seguido da L2 com 87, L4 com 81 e L1 com 73.

A maioria dos organismos encontrados na série de lagoas pertence a classe Chlorophyceae e o maior número de espécies pertencentes a essa classe foi encontrado nas L2 e L3 (48 táxons cada).

Na classe Euglenophyceae foi registrado o maior número de táxons na L1 (19), diminuindo gradualmente em direção a L4, onde foi registrado 13 táxons.

As classes Zygnemaphyceae, Dinophyceae e Chrysophyceae apresentaram os menores números de táxons e essa última só foi registrada nas L3 e L4.

3.4.3 Análise quantitativa

A densidade total (cel mL^{-1}) da comunidade fitoplanctônica na série de lagoas variou de $2.647 \text{ cel mL}^{-1}$ na L3, em fevereiro/2010 à $151.357 \text{ cel mL}^{-1}$ na L1, em maio de 2009 (Figura 10).

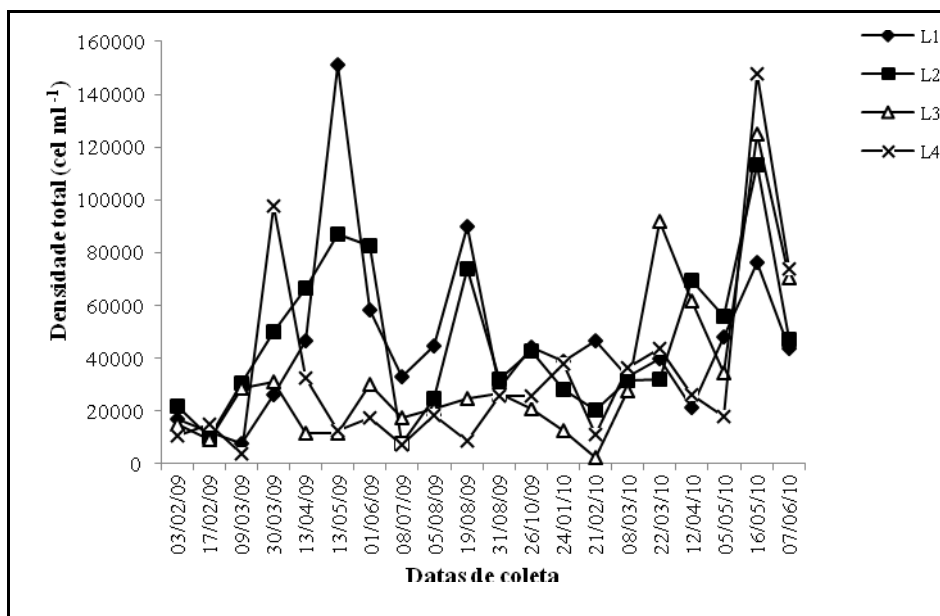


Figura 11. Densidade total da comunidade fitoplanctônica (cel mL⁻¹) encontrada na série de lagoas durante o período de fevereiro/2009 a junho/2010

De modo geral houve uma tendência de aumento na densidade da classe Chlorophyceae, da L1 em direção a L2. A L3 apresentou as menores densidades durante o período de estudo, com aumento em direção a L4 (Figura 11).

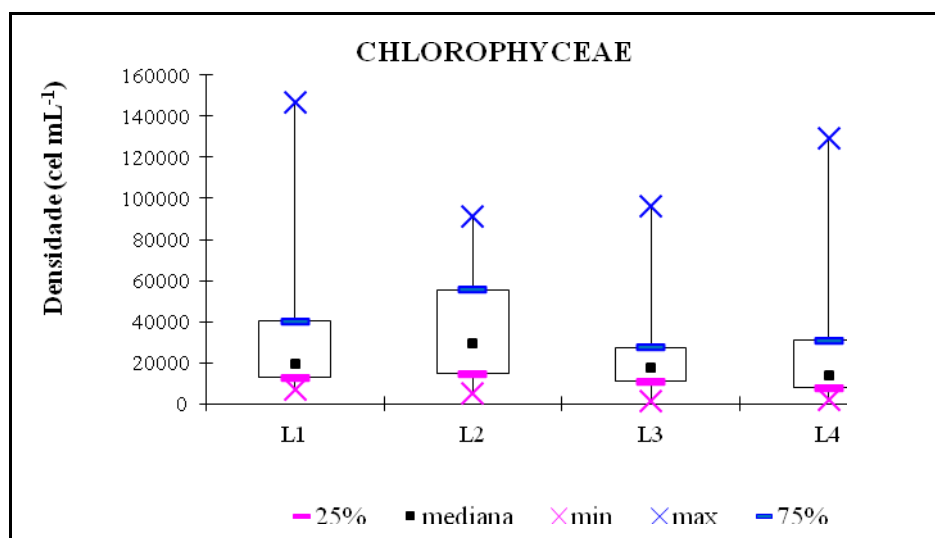


Figura 11: Variação da densidade (cel mL⁻¹) da classe Chlorophyceae na série de lagoas no período de fevereiro/2009 a junho/2010

A densidade de Chlorophyceae variou entre o mínimo de 1.714 cel mL⁻¹ na L3 e um máximo de 146.994 cel mL⁻¹ na L1, em maio/2009 (Figura 12). Nas L2, L3 e L4 as maiores densidades foram registradas na amostragem de maio/2010 (L2= 90.947 cel/mL⁻¹; L3= 96.452 cel mL⁻¹ e L4= 129.023 cel mL⁻¹).

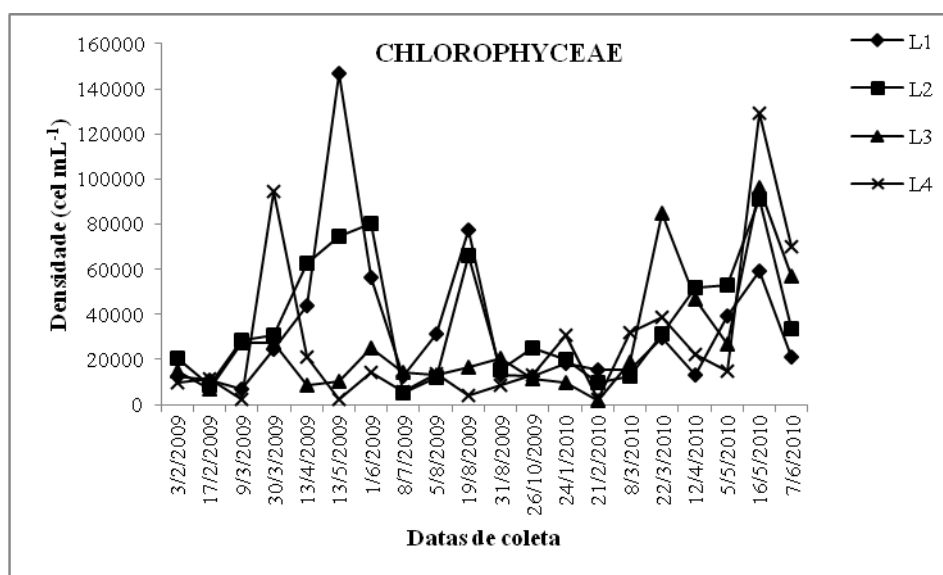


Figura 12: Densidade total (cel mL⁻¹) da classe Chlorophyceae na série de lagoas, no período de fevereiro/2009 a junho/2010

Houve um decréscimo gradual na densidade da classe Euglenophyceae ao longo da série de lagoas durante o período de estudo. A densidade variou entre o mínimo de 29 cel mL⁻¹ na L4 e um máximo de 24.633 cel mL⁻¹ na L1 (Figura 13).

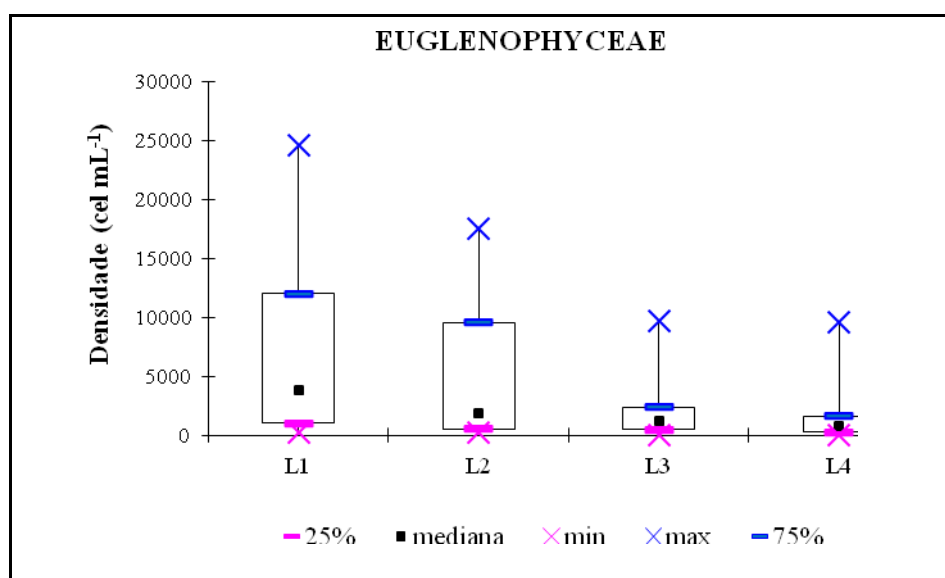


Figura 13: Variação da densidade (cel mL⁻¹) da classe Euglenophyceae na série de lagoas entre fevereiro/2009 a junho/2010

A classe Euglenophyceae apresentou as maiores densidades nas L1 e L2, sendo que na L1 a maior densidade foi registrada em outubro/2009 (24.633 cel mL⁻¹) e na L2 a

maior densidade foi registrada na amostragem de março/2009 ($17.570 \text{ cel mL}^{-1}$). Foram verificadas variações significativas entre as lagoas estudadas.

As menores densidades foram registradas nos meses de agosto/2009 na L4 e fevereiro/2010 na L3 (Figura 14).

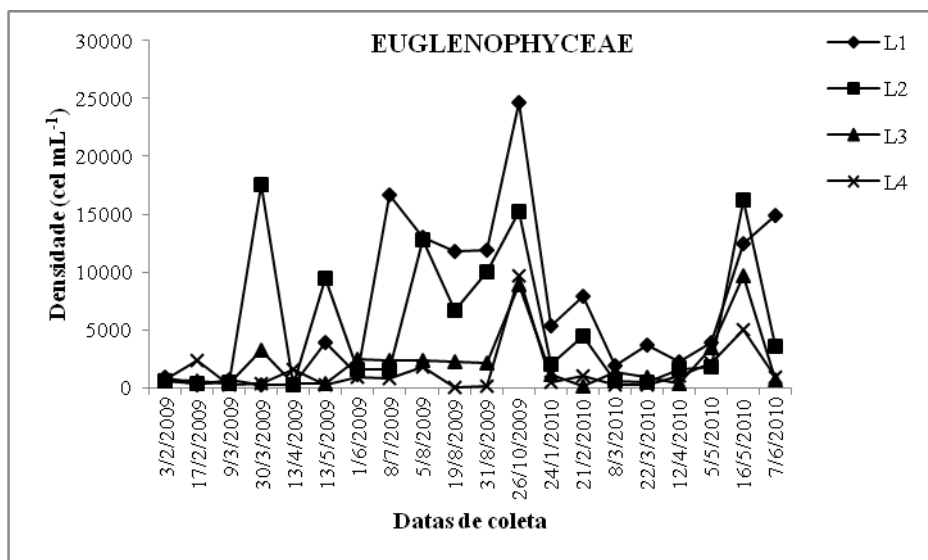


Figura 14: Densidade total (cel mL^{-1}) da classe Euglenophyceae na série de lagoas entre fevereiro/2009 a junho/2010

Em relação a classe Cyanophyceae de maneira geral, esta apresentou menores densidades nas L1 e L2 com aumento gradual nas L3 e L4 (Figura 15). No entanto, durante o período de estudo, a menor densidade foi encontrada na L3 (86 cel mL^{-1}) e a maior na L1 ($23.021 \text{ cel mL}^{-1}$) na L1.

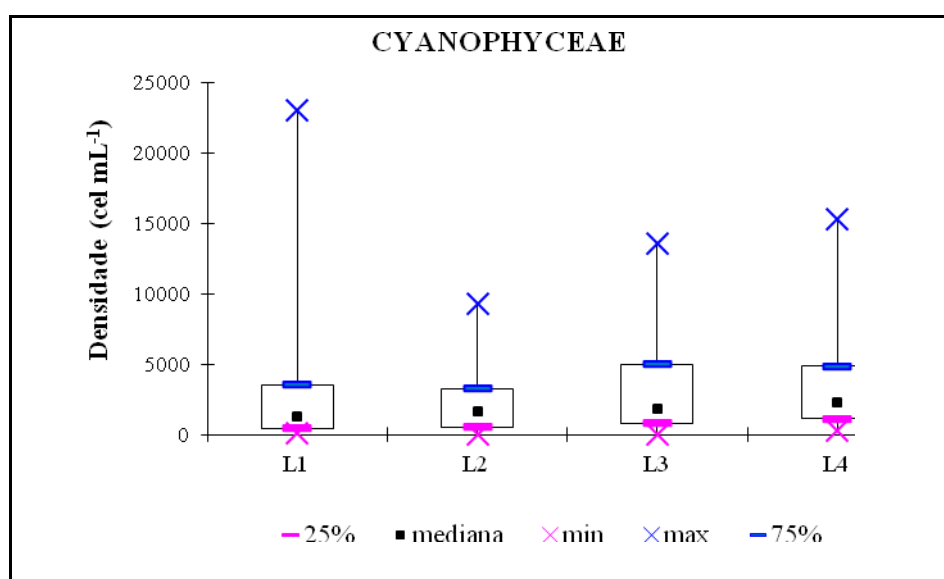


Figura 15: Variação da densidade (cel mL^{-1}) da classe Cyanophyceae na série de lagoas entre fevereiro/2009 a junho/2010

Os maiores valores de densidade da classe Cyanophyceae foram registradas na L1 no mês fevereiro/2010 e L4 (agosto/2009) (Figura 16). Não foram encontrados organismos dessa classe em amostragens dos meses de fevereiro/2009 (L3), agosto/2009, março e maio/2010 (L2).

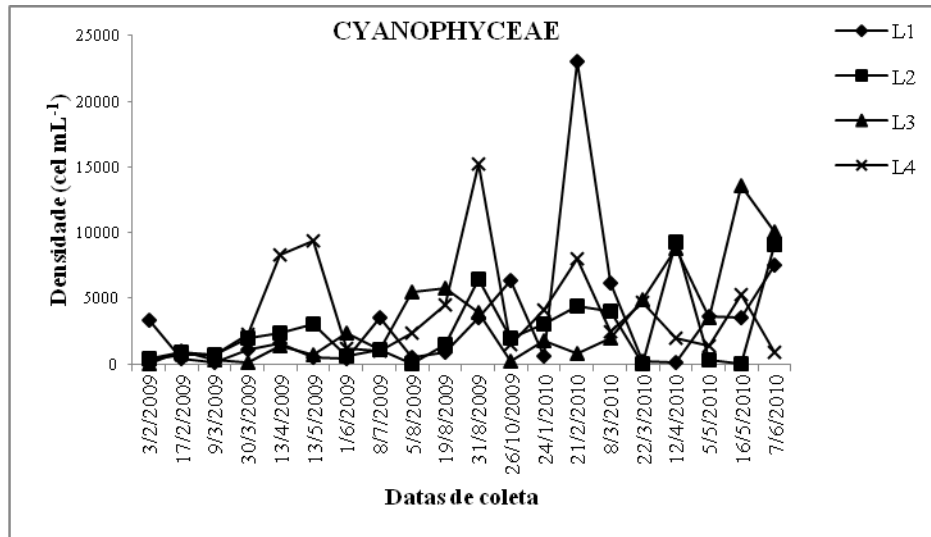


Figura 16: Densidade total (cel mL⁻¹) da classe Cyanophyceae na série de lagoas entre fevereiro/2009 a junho/2010

A classe Cryptophyceae apresentou baixos valores de densidade durante o período de amostragem, variando entre o mínimo de 23 cel mL⁻¹ na L3 (fevereiro/2009) e o máximo de 14.814 cel mL⁻¹ na L1 (Figura 17).

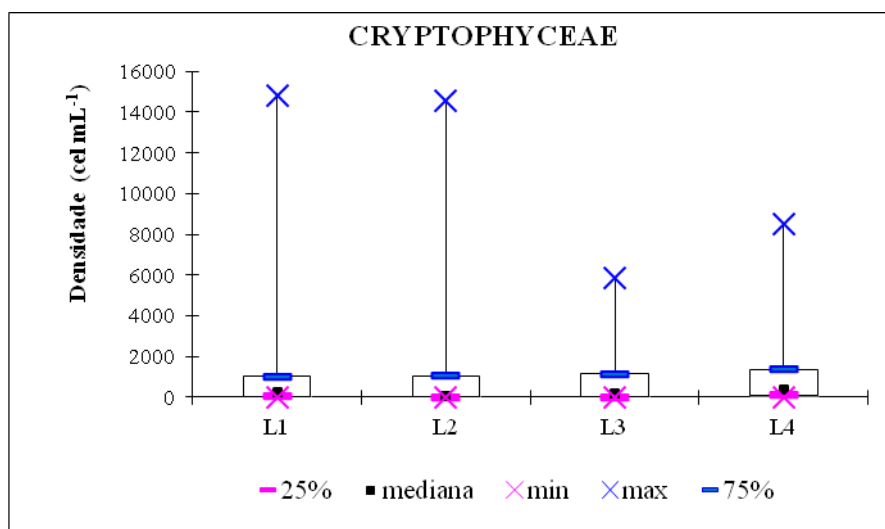


Figura 17: Variação da densidade (cel mL⁻¹) da classe Cryptophyceae na série de lagoas entre fevereiro/2009 a junho/2010

De fevereiro/2009 a agosto/2009 foram encontradas baixas densidades dos organismos pertencentes a essa classe. A partir daí houve um aumento na densidade, sendo que os maiores valores foram registrados na L1 no mês de janeiro/2010 e L2 (março/2010). Houve variações significativas durante o período de estudado.

Na amostragem do mês de fevereiro/2009, não foram encontrados organismos da classe Cryptophyceae na série (Figura 18). Na L2 organismos dessa classe não foram encontrados em 45% das amostras analisadas.

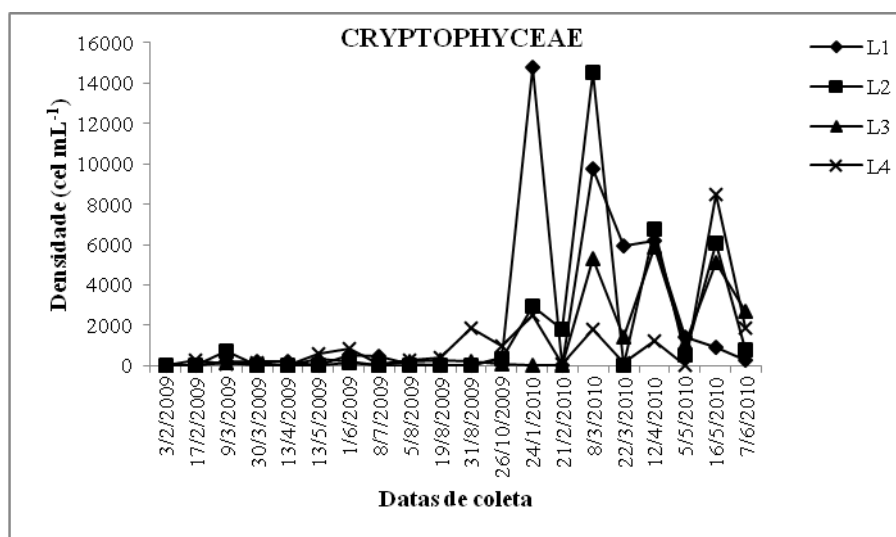
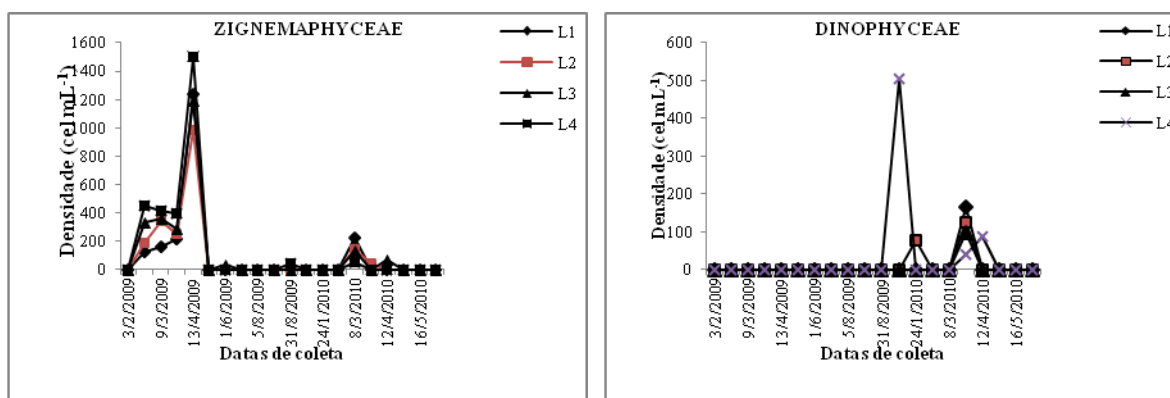


Figura 18: Densidade total (cel mL⁻¹) da classe Cryptophyceae na série de lagoas entre fevereiro/2009 a junho/2010

As classes que apresentaram as menores densidades no decorrer do estudo foram Dinophyceae (38 a 506 cel mL⁻¹) e Zignemaphyceae (37 a 1.502 cel mL⁻¹), sendo que organismos da classe Dinophyceae só foram encontrados em três coletas (outubro/2009, janeiro e março/2010) (Figura 19).



A

B

Figura 19: Densidade total (cel mL⁻¹) das classes Zignemaphyceae (A) e Dinophyceae (B) na série de lagoas entre fevereiro/2009 a junho/2010

A classe Chrysophyceae só foi encontrada nas amostras qualitativas, representada por dois táxons (*Dinobryon sertularia* e *Synura* sp.).

3.4.4 Abundância e dominância

Durante o período de amostragem, 41 espécies foram consideradas abundantes, sendo a maioria pertencente a classe Chlorophyceae (26), seguido das classes Cyanophyceae (9), Euglenophyceae (3) Cryptophyceae (2) e Zignemaphyceae (1).

O maior número de espécies abundantes ocorreu nos meses de fevereiro /2009 (10), fevereiro/2010 (11) e março/2010 (10). O número total de espécies abundantes registradas em cada lagoa, durante o período de estudo, aumentou gradualmente da L1 (18) em direção a L4 (29).

No mês de fevereiro/2009, foram encontradas nove espécies abundantes na L4, tendo sido identificadas: *Chlamydomonas debaryana* (1.509 cel mL⁻¹), *Chlorella vulgaris* (2.582 cel mL⁻¹), *Chlorococcum* cf. *minimum* (582 cel mL⁻¹), *Nephrocytium spirale* (1.280 cel mL⁻¹), *Scenedesmus acuminatus* (694 cel mL⁻¹), *Scenedesmus ecornis* (1.206 cel mL⁻¹), *Scenedesmus ellipticus* (1.790 cel mL⁻¹) e *Menoidium gracile* (1.811 cel mL⁻¹).

A classe Chlorophyceae apresentou o maior número de espécies abundantes (27), em todas as lagoas amostradas, sendo a espécie *Chlorella vulgaris* abundante em 50% do total de amostras.

Na L1, em 35% das amostras analisadas foi encontrada abundância da espécie *Chlorella vulgaris*, sendo que a maior densidade foi encontrada em maio/2009 (97.019 cel mL⁻¹), correspondendo a 64% do total de táxons identificados na amostra. Na L2 (55%), L3 (60%) e L4 (65%) as maiores densidades de *Chlorella vulgaris* foram encontradas na amostragem do dia 16/05/2009, sendo L2=83.786 cel mL⁻¹; L3=88.856 cel mL⁻¹ e L4=112.505 cel mL⁻¹.

Na classe Euglenophyceae, as espécies *Menoidium gracile* e *Phacus dangeardii* foram abundantes em todas as lagoas. *Phacus dangeardii* apresentou maiores densidades dessa classe, sendo registrada 20.603 cel mL⁻¹ na amostragem de 26/10/09 na L1. Houve uma tendência de decréscimo de densidade desses organismos de L1 em

direção a L4. A maior densidade de *Menoidium gracile* foi encontrada na amostragem de 31 de agosto de 2009 na L1 sendo registrada 5.707 cel mL⁻¹.

Foram encontrados organismos abundantes da classe Cyanophyceae em todas as lagoas, no entanto o número de espécies abundantes aumentou de L1 (2) em direção a L4 (9).

Na classe Zignemaphyceae a espécie *Closterium gracile* foi abundante apenas em L3 e L4. Na classe Cryptophyceae, duas espécies da foram abundantes ao longo do período de estudo *Cryptomonas erosa* (L1 e L2) e *Cryptomonas marssonii* (L2 e L3).

Quanto à dominância, foram registrados organismos dominantes apenas nas classes Cyanophyceae (1) e Chorophyceae (5). Na classe Cyanophyceae, apenas a espécie *Aphanocapsa delicatissima* (7.784 cel mL⁻¹) foi dominante no mês de maio/2009 na L4.

A espécie *Chlorella vulgaris* dominou em praticamente todo o período de estudo com maior incidência na lagoa 1 (60% das amostras), seguido da L2 (45%), L3 (35%) e L4 (25%). Além de *Chlorella vulgaris*, a classe Chorophyceae apresentou espécies dominantes, do gênero *Scenedesmus*. A espécie *Scenedesmus ellipticus* dominou na L3 e *Scenedesmus dimorphus* na L4 ambas na amostragem de fevereiro/2009. Já *Scenedesmus acuminatus* dominou nas L3 e L4 (março/2009) e *Scenedesmus acutus* na L3 (março/2010).

Não foram registradas espécies dominantes nas classes Zignemaphyceae Euglenophyceae e Cryptophyceae.

A relação dos táxons dominantes (D) e abundantes (A) encontrados na série de lagoas de polimento, durante o período estudado está apresentado na Tabela 13.

Tabela 13: Relação dos táxons dominantes (D) e abundantes (A) encontrados nas lagoas de polimento durante o período de fevereiro/2009 a junho/2010

Táxons	Lagoas			
	L1	L2	L3	L4
CYANOPHYCEAE				
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>			A	A/D
<i>Aphanothece smithii</i>		A		A
<i>Dolichospermum planctonicum</i>		A		A
<i>Leptolyngbya perelegans</i>	A	A	A	A
<i>Microcrocis pulcheella</i>			A	A
<i>Oscillatoria subbrevis</i>				A
<i>Phormidium formosum</i>			A	A
<i>Phormidium willei</i>	A		A	A
<i>Synechococcus nidulans</i>		A	A	

Tabela 13: Continuação

Táxons	Lagoas			
	L1	L2	L3	L4
CHLOROPHYCEAE				
<i>Chlamydomonas debaryana</i>	A	A		A
<i>Chlamydomonas gloeopara</i>	A	A	A	
<i>Chlamydomonas planctogloea</i>	A	A	A	A
<i>Chlamydomonas sordida</i>	A	A	A	A
<i>Chlorella ellipsoidea</i>	A	A	A	A
<i>Chlorella homosphaera</i>		A		
<i>Chlorella vulgaris</i>	A/D	A/D	A/D	A/D
<i>Chlorococcum cf. minimum</i>	A	A	A	A
<i>Chlorococcum infusionum</i>	A	A	A	A
<i>Choricystis minor</i>			A	A
<i>Coelastrum reticulatum</i>		A		
<i>Desmodesmus communis</i>				A
<i>Desmodesmus opoliensis</i>				A
<i>Eutetramorus planctonicus</i>		A	A	A
<i>Monoraphidium contortum</i>		A		
<i>Monoraphidium minutum</i>			A	A
<i>Nephrocytium spirale</i>				A
<i>Scenedesmus acuminatus</i>		A	A/D	A/D
<i>Scenedesmus acutus</i>			A/D	A
<i>Scenedesmus bernardii</i>	A			
<i>Scenedesmus dimorphus</i>		A	A	D
<i>Scenedesmus ecornis</i>	A	A	A	A
<i>Scenedesmus ellipticus</i>	A	A	D	A
<i>Scenedesmus obliquus</i>			A	
<i>Scenedesmus pectinatus</i>		A		
<i>Stigeoclonium helveticum</i>	A			
ZIGNEMAPHYCEAE				
<i>Closterium gracile</i>			A	A
EUGLENOPHYCEAE				
<i>Lepocinclis acus</i>	A			
<i>Menoidium gracile</i>	A	A	A	A
<i>Phacus dangeardii</i>	A	A	A	A
CRYPTOPHYCEAE				
<i>Cryptomonas erosa</i>	A	A		A
<i>Cryptomonas marssonii</i>		A	A	

3.4.5 Riqueza, diversidade e equitabilidade

De maneira geral a L3 apresentou maior número de táxons durante o período de estudo (Figura 20), no entanto, não foram verificadas variações significativas entre os períodos e entre as lagoas estudadas.

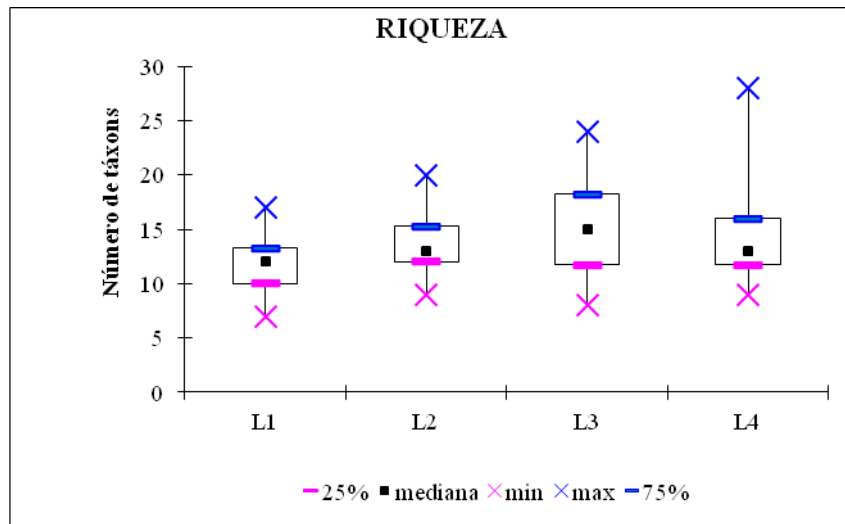


Figura 20: Variação da riqueza de táxons na série de lagoas entre fevereiro/2009 a junho/2010

A riqueza variou de sete a 28 táxons, sendo que o menor número de táxons foi encontrado na amostragem de agosto/2009 na L1 e o maior na L4 (fevereiro/2009). A variação na L1 foi de 7 (agosto/2009) a 17 (março/2009); na L2 de 9 (junho/2009) a 18 (fevereiro/2009); na L3 de 8 (fevereiro/2010) a 24 (março/2009) e na L4 de 9 (junho/2010) a 28 (fevereiro/2009) táxons.

A diversidade variou de 0,7 (março/2009) a 3,8 bits/ind (fevereiro/2009), na L4. A variação da diversidade de táxons na série de lagoas no período estudado (fevereiro/2009 a junho/2010) está apresentado na Figura 21.

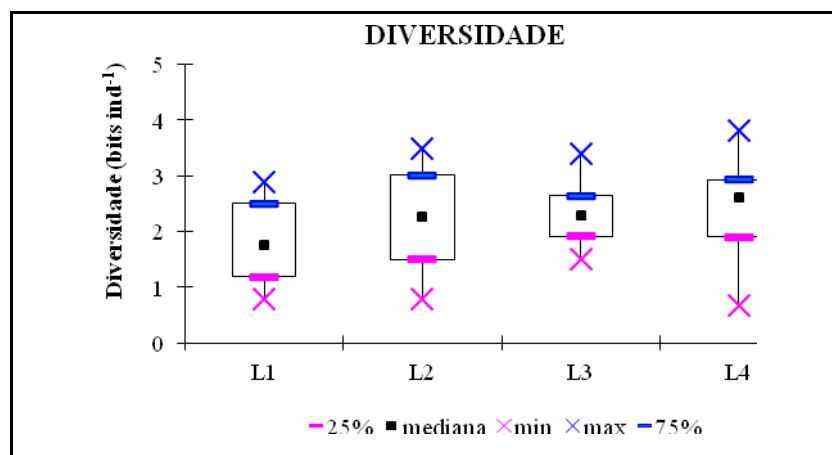


Figura 21: Variação da diversidade de táxons (bits ind⁻¹) na série de lagoas no período estudado

De maneira geral, os maiores valores de equitabilidade foram registrados na L4 (Figura 22). Os valores variaram de 0,1 (L1 e L4) em março/2009 a 1,0 nas lagoas estudadas.

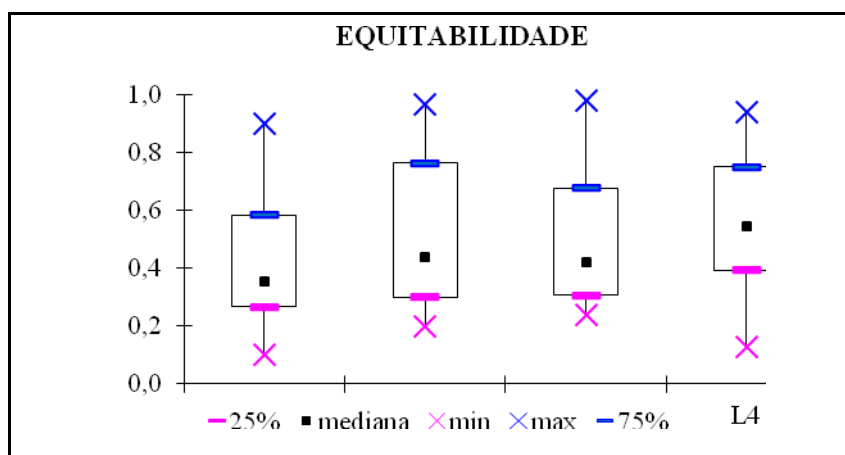


Figura 22: Variação da equitabilidade na série de lagoas no período estudado

Os maiores valores de equitabilidade foram registrados nos meses de março/2009 (L4), agosto/2009 (L1, L2, L3 e L4), janeiro e fevereiro/2010 (L3) e março/2010 (L4); enquanto que os menores valores foram registrados em março/2009 nas L1 e L4 (0,1).

3.5 Relação da comunidade fitoplanctônica com as variáveis abióticas

As estimativas dos coeficientes de correlação de Spearman entre as variáveis abióticas e bióticas da L1 durante o período estudado está apresentada na Tabela 14.

Tabela 14: Estimativas dos coeficientes de correlação de Spearman entre as variáveis abióticas e bióticas na L1 durante o período de fevereiro/2009 a junho/2010

Variáveis	PREC	OD	pH	TEMP	SST	SECCHI	CLOR-A	RIQ	DIVER	EQUI
CHL	-0,395	-0,119	-0,078	-0,333	0,577*	-0,729*	0,396	-0,009	-0,378	-0,390
CRY	0,101	0,273	0,530*	0,391	-0,218	0,219	0,026	-0,021	0,275	0,319
CYA	-0,142	-0,123	0,123	0,092	-0,381	0,175	-0,131	0,071	0,522	0,487

*Significativo a nível de 5% pelo teste “z”

Legenda: CHL – Chlorophyceae; CRY – Cryptophyceae; CYA – Cyanophyceae; PREC – Precipitação; OD – oxigênio dissolvido a meia profundidade; pH – potencial de hidrogênio a meia profundidade; TEMP – temperatura a meia profundidade; SECCHI – transparência; CLOR-A – clorofila *a*; RIQ – riqueza; DIVER – diversidade; EQUI – equitabilidade

Tabela 14: Continuação

Variáveis	PREC	OD	pH	TEMP	SST	SECCHI	CLOR-A	RIQ	DIVER	EQUI
DIN	0,257	0,259	0,556*	0,199	0,054	0,134	0,211	0,106	-0,011	-0,131
EUG	-0,435	-0,700*	-0,392	-0,551*	-0,003	0,043	0,377	-0,287	0,247	0,270
ZYG	0,075	0,270	0,076	0,289	0,208	-0,030	-0,349	0,154	-0,268	-0,286
DEN	-0,512*	-0,257	-0,077	-0,397	0,509*	-0,688*	0,470	-0,061	0,008	-0,228
RIQ	0,460	0,376	0,133	0,347	-0,341	0,406	-0,342	1	0,205	-0,207
DIVER	0,054	-0,207	0,077	0,140	-0,479	0,243	-0,281	0,205	1	0,892*
EQUI	-0,068	-0,335	0,041	0,070	-0,357	0,041	-0,199	-0,207	0,892*	1

*Significativo a nível de 5% pelo teste “z”

Legenda: DIN – Dinophyceae; EUG – Euglenophyceae; ZYG – Zignemaphyceae; DEN – densidade fitoplanctônica total; PREC – Precipitação; OD – oxigênio dissolvido a meia profundidade; pH – potencial de hidrogênio a meia profundidade; TEMP – temperatura a meia profundidade; SECCHI – transparência; CLOR-A – clorofila *a*; RIQ – riqueza; DIVER – diversidade; EQUI – equitabilidade

Na L2, os SST correlacionaram positivamente com a classe Chlorophyceae (CHL) e com a densidade fitoplanctônica total (DEN) e negativamente com a diversidade. A transparência correlacionou-se negativamente com a classe Chlorophyceae e com a densidade fitoplanctônica total, enquanto esta se relacionou negativamente com diversidade. A clorofila *a* correlacionou-se negativamente com diversidade que mostrou correlação positiva com a equitabilidade. A classe Chlorophyceae correlacionou positivamente com a densidade fitoplanctônica total e negativamente com diversidade e equitabilidade. A riqueza por sua vez correlacionou positivamente com a diversidade (Tabela 15).

Tabela 15: Estimativas dos coeficientes de correlação de Spearman entre as variáveis abióticas e bióticas da L2 no período estudado (fevereiro/2009 a junho/2010)

Variáveis	PREC	OD	pH	TEMP	SST	SECCHI	CLOR-A	RIQ	DIVER	EQUI
CHL	0,333	-0,144	-0,232	-0,338	0,611*	-0,539*	0,311	-0,363	-0,751*	-0,745*
CRY	0,107	0,243	0,106	0,275	-0,240	0,238	0,247	-0,003	0,022	0,003
CYA	-0,313	-0,164	-0,216	-0,250	0,142	-0,200	0,254	-0,103	0,012	0,095
DIN	0,188	0,343	0,376	0,344	-0,067	-0,118	0,389	-0,069	-0,050	-0,015
EUG	-0,043	-0,107	-0,083	-0,199	0,211	-0,292	0,137	-0,263	-0,151	-0,111
ZYG	0,231	0,256	0,035	0,167	-0,215	0,334	-0,181	-0,026	0,008	-0,062
DEN	-0,338	-0,143	-0,244	-0,348	0,600*	-0,556*	0,377	-0,407	-0,733*	-0,714*
RIQ	0,300	0,443	-0,181	0,352	-0,427	0,247	-0,457	1	0,634*	0,334
DIVER	0,199	0,255	-0,010	0,307	-0,537*	0,378	-0,566*	0,634*	1	0,921*
EQUI	0,057	0,058	0,003	0,178	-0,401	0,283	-0,492	0,334	0,921*	1

*Significativo a nível de 5% pelo teste “z”

Legenda: CHL – Chlorophyceae; CRY – Cryptophyceae; CYA – Cyanophyceae; DIN – Dinophyceae; EUG – Euglenophyceae; ZYG – Zignemaphyceae; DEN – densidade fitoplanctônica total; PREC – Precipitação; OD – oxigênio dissolvido a meia profundidade; pH – potencial de hidrogênio a meia profundidade; TEMP – temperatura a meia profundidade; SECCHI – transparência; CLOR-A – clorofila *a*; RIQ – riqueza; DIVER – diversidade; EQUI – equitabilidade

Na L3 a temperatura mostrou correlação negativa com a classe Cyanophyceae, enquanto que a transparência correlacionou positivamente com a classe Zignemaphyceae. A clorofila *a*, relacionou positivamente com as classes Chlorophyceae, Cryptophyceae, Cyanophyceae e Dinophyceae e com a densidade fitoplanctônica total. A diversidade e a equitabilidade correlacionaram-se positivamente (Tabela 16).

Tabela 16: Estimativas dos coeficientes de correlação de Spearman entre as variáveis abióticas e bióticas da L3 no período estudado (fevereiro/2009 a junho/2010)

Variáveis	PREC	OD	pH	TEMP	SST	SECCHI	CLOR-A	RIQ	DIVER	EQUI
CHL	0,045	-0,022	0,001	-0,261	0,440	-0,322	0,649*	0,031	-0,166	-0,508*
CRY	-0,073	0,137	0,016	-0,121	0,257	-0,182	0,606*	0,122	0,112	-0,189
CYA	-0,432	-0,061	0,093	-0,553*	0,561*	-0,307	0,714*	-0,100	0,057	-0,234
DIN	0,032	-0,129	0,131	-0,164	0,299	-0,263	0,517*	-0,018	-0,365	-0,302
EUG	-0,053	-0,304	-0,101	-0,218	0,396	-0,339	0,358	0,050	-0,076	-0,211
ZYG	0,193	0,388	-0,107	0,210	-0,353	0,666*	-0,041	-0,012	0,317	0,196
DEN	-0,023	-0,040	0,004	-0,309	0,481	-0,340	0,695*	-0,012	-0,129	-0,478
RIQ	0,369	0,379	0,043	0,182	-0,285	0,341	-0,331	-	0,201	-0,291
DIVER	-0,159	0,404	0,391	0,065	-0,252	0,206	-0,412	0,201	-	0,716*
EQUI	-0,258	0,179	0,362	0,208	-0,208	0,050	-0,357	-0,291	0,716*	-

*Significativo a nível de 5% pelo teste “z”

Legenda: CHL – Chlorophyceae; CRY – Cryptophyceae; CYA – Cyanophyceae; DIN – Dinophyceae; EUG – Euglenophyceae; ZYG – Zignemaphyceae; DEN – densidade fitoplanctônica total; PREC – Precipitação; OD – oxigênio dissolvido a meia profundidade; pH – potencial de hidrogênio a meia profundidade; TEMP – temperatura a meia profundidade; SECCHI – transparência; CLOR-A – clorofila *a*; RIQ – riqueza; DIVER – diversidade; EQUI – equitabilidade

Na L4 o OD correlacionou-se negativamente com a classe Euglenophyceae. A clorofila *a* relacionou positivamente com as classes Chlorophyceae, Cryptophyceae, Euglenophyceae e com a densidade fitoplanctônica total. A riqueza correlacionou-se positivamente com classe Zignemaphyceae e com a diversidade que também correlacionou-se positivamente com a equitabilidade. Essa, por sua vez, correlacionou-se negativamente com a classe Chlorophyceae e com a densidade fitoplanctônica total (Tabela 17).

Tabela 17: Estimativas dos coeficientes de correlação de Spearman entre as variáveis abióticas e bióticas da L4 no período estudado (fevereiro/2009 a junho/2010)

Variáveis	PREC	OD	pH	TEMP	SST	SECCHI	CLOR-A	RIQ	DIVER	EQUI
CHL	0,138	0,000	0,133	-0,069	0,230	-0,415	0,615*	-0,185	-0,413	-0,585*
CRY	-0,208	0,188	0,237	-0,184	0,373	-0,299	0,659*	-0,144	0,037	-0,261
CYA	-0,372	0,285	0,237	-0,112	-0,171	0,255	-0,210	0,060	0,026	-0,156
DIN	0,094	-0,418	-0,081	0,165	0,297	-0,408	0,353	-0,176	-0,016	0,129
EUG	-0,020	-0,506*	-0,194	0,071	0,509*	-0,412	0,500*	-0,083	0,068	-0,005
ZYG	0,181	-0,026	-0,329	0,207	-0,047	0,294	-0,292	0,611*	0,200	-0,023

Tabela 17: Continuação

Variáveis	PREC	OD	pH	TEMP	ALC	SST	SECCHI	CLOR-A	RIQ	DIVER	EQUI
DEN	0,080	0,008	0,148	-0,081	0,119	0,253	-0,406	0,626*	-0,176	-0,381	-0,587*
RIQ	0,143	0,134	-0,278	0,228	-0,553*	-0,139	0,464	-0,327	-	0,605*	0,229
DIVER	0,043	0,293	0,065	0,241	-0,132	-0,042	0,395	-0,249	0,605*	-	0,806*
EQUI	0,148	0,285	0,190	0,296	0,016	-0,190	0,313	-0,323	0,229	0,806*	-

*Significativo a nível de 5% pelo teste “z”

Legenda: CHL – Chlorophyceae; CRY – Cryptophyceae; CYA – Cyanophyceae; DIN – Dinophyceae; EUG – Euglenophyceae; ZYG – Zignemaphyceae; DEN – densidade fitoplanctônica total; PREC – Precipitação; OD – oxigênio dissolvido a meia profundidade; pH – potencial de hidrogênio a meia profundidade; TEMP – temperatura a meia profundidade; ALC – alcalinidade; SECCHI – transparência; CLOR-A – clorofila *a*; RIQ – riqueza; DIVER – diversidade; EQUI – equitabilidade

4. DISCUSSÃO

4.1 Variáveis Físicas e Químicas

As lagoas de estabilização apresentam características peculiares que devem ser consideradas para o entendimento da dinâmica física, química e biológica desses ambientes. Diferem dos corpos de água naturais e dos reservatórios artificiais por possuírem elevadas concentrações de nutrientes e clorofila *a*, elevadas densidades fitoplanctônicas, curto tempo de detenção hidráulica e altos valores de condutividade elétrica, sendo, portanto, caracterizados como ecossistemas rasos e hipereutroficados.

De acordo com Casali (2008) estes ambientes são altamente influenciados pela chuva, vento e aquecimento solar, os quais podem aumentar ou diminuir o TDH e a mistura da coluna de água e, assim, contribuir para a heterogeneidade espacial e a variabilidade temporal dos fatores abióticos e bióticos, inclusive as da comunidade fitoplanctônica.

Segundo Granado (2004) em regiões tropicais e subtropicais, a precipitação é considerada por muitos autores como a variável ambiental que apresenta maior diferença de intensidade ao longo do ano. Essa variável climática pode ser considerada fator relevante na composição de espécies fitoplanctônicas, uma vez que a temperatura tende a ser mais ou menos constante durante as estações do ano.

Chuvas intensas podem resultar na diluição das lagoas, pois aumentam a vazão e, conseqüentemente, diminuem o tempo de detenção hidráulica, podendo representar a redução da densidade fitoplanctônica e das concentrações de nutrientes (MENDONÇA, 2000; GURUNG, DHAKAL e BISTA, 2006).

Nos meses fevereiro e março/2009 ocorreram altas precipitações diminuindo a partir de abril até agosto/2009, voltando a intensificar nos meses subseqüentes até março/2010. Os meses de abril, maio e junho/2010 apresentaram baixa pluviosidade. Esses resultados estão de acordo com as características climáticas descritas para o município que apresenta períodos distintos: chuva e seca. Vale ressaltar que nos meses de fevereiro, março e abril de 2010 a precipitação foi menor do que a registrada nos mesmos meses do ano anterior. A temperatura do ar acompanhou a mesma tendência com a mínima de 14,1° C (junho/2010) e a máxima de 23,2° C (janeiro/2010).

Granado (*op cit.*) num sistema australiano de lagoas de estabilização encontrou os maiores valores da zona eufótica no período de maior precipitação, o que foi atribuído ao

efeito diluidor exercido pelas chuvas. No presente estudo a correlação significativa entre a precipitação e a profundidade da zona eufótica só foi observada na L1.

No entanto em todas as lagoas a precipitação correlacionou positivamente com a temperatura da água. De acordo com Branco (1986), a temperatura da água de uma lagoa de estabilização acompanha a variação da temperatura do ambiente, no entanto, as camadas mais profundas se mantêm mais estáveis. Gomes (2002) encontrou temperaturas elevadas (acima de 21° C) em lagoas de estabilização, mesmo em períodos mais frios.

A temperatura influencia processos biológicos, reações químicas e bioquímicas que ocorrem na água e também outros processos como a solubilidade dos gases dissolvidos. A elevação da temperatura da água aumenta a degradação de compostos orgânicos, devido ao aumento da atividade metabólica dos microrganismos implicando no alto consumo de oxigênio dissolvido. Por outro lado, temperaturas elevadas na superfície estimulam o processo de fotossíntese e, portanto a produção de O₂. No presente estudo, a temperatura média encontrada na água das lagoas foi de 23° C, no entanto, não foram registradas correlações da temperatura com a comunidade fitoplanctônica.

O pH é outro fator muito influente em processos biológicos de tratamento de águas residuárias, pois o crescimento e desenvolvimento de microrganismos envolvidos no tratamento são bastante sensíveis à condição ácida ou básica do meio. Existem bactérias, por exemplo, não suportam pH acima de 9,5 ou abaixo de 4,0, sendo a faixa de pH ideal para sua existência situada entre 6,5 e 7,5 (METCALF e EDDY, 2003).

A fotossíntese que ocorre nas lagoas de estabilização contribui para a elevação do pH, podendo atingir valores superiores a 9,0 em condições de elevada atividade fotossintética (von SPERLING, 1996). Os valores de pH aumentaram gradualmente da L1 em direção a L4 sendo que os valores máximos foram registrados nas L3 e L4, durante o período mais quente. Esse aumento do pH pode ser um indício de que o consumo de CO₂ pelas microalgas, está sendo maior que a reposição pela respiração das bactérias. De acordo com BRANCO (1978), o pH tem seus valores sujeitos a grandes variações durante as diferentes estações ou horas do dia.

No trabalho realizado por Soldatelli (2007) em três lagoas de maturação, o autor observou que o aumento no valor médio do pH ao longo da série de lagoas, coincidiu com o aumento da densidade fitoplanctônica. No presente estudo não foi encontrada correlação significativa entre essas variáveis, no entanto os valores

máximos da densidade total coincidiram com pH acima de sete.

Os valores de pH aumentaram gradualmente da L1 em direção a L4 sendo que os valores máximos foram registrados nas L3 e L4, durante o período mais quente. Esse aumento do pH pode significar que a taxa de fotossíntese está sendo maior do que a de decomposição.

O pH correlacionou positivamente com as classes Cryptophyceae e Dinophyceae. Essas classes foram pouco representativas. Só foram encontrados organismos da classe Dinophyceae na L1 em apenas uma amostragem (março/2009) e na L4 em três amostras, sendo a maior densidade de registrada em outubro/2009 (503 cel mL⁻¹).

De acordo com Kayombo *et al.* (2002) o pH nas lagoas pode ser usado como indicador da performance do sistema; pH acima de 8 seria consequência de taxa fotossintética que demanda mais dióxido de carbono do que as quantidades que são repostas pela respiração e decomposição; pH abaixo de 8 indica que a fotossíntese está sendo insuficiente para utilizar todo o dióxido de carbono produzido, o que alerta para presença de altas concentrações desse gás. Em estudos realizados em lagoas de estabilização, esses autores encontraram maiores valores de pH e de OD coincidindo com maiores temperaturas. No presente estudo foi observado tendência geral de aumento do pH e OD à medida que se avança na série de lagoas com os maiores valores registrados nos meses mais quentes (fevereiro/2009 e março/2010).

Também foram encontradas correlações positivas significativas entre OD e pH nas L1 e L4. Soldatelli (2007) também encontrou correlação positiva significativa entre o pH e o teor de OD, associando o aumento da concentração de OD na água à maior atividade fotossintética do fitoplâncton. Além disso, o autor atribuiu a elevação do pH à carga orgânica do esgoto, o que também pode se explicado no presente estudo, já que foram encontrados menores valores de pH na L1, aumentando gradualmente em direção a L4. Como a carga orgânica é maior na L1, a atividade bacteriana também aumenta, levando assim a um maior consumo de oxigênio para estabilização da matéria orgânica e consequentemente uma maior liberação de CO₂ para o meio, reduzindo com isso o pH. De acordo com König (1991), a elevada atividade fotossintética realizada pelas microalgas pode remover CO₂ do meio mais rapidamente que sua reposição pela atividade bacteriana, levando a elevação dos valores de pH.

von Sperling (1996) corrobora essas afirmações ao descrever que nas horas

mais quentes do dia, período de máxima atividade fotossintética, o pH pode atingir valores em torno de 10; e sob estas condições podem ocorrer precipitações de fosfatos, o que é bom para o sistema, por contribuir para remoção de nutrientes e para conversão de sulfeto, que exala mau cheiro, a bissulfeto que é inodoro.

A concentração média de OD aumentou de L1 em direção a L4. Foram observadas correlações negativas entre a concentração de OD e a classe Euglenophyceae ($r = -0,700$), apenas na L1. Essa classe é constituída por organismos heterotróficos facultativos, podendo produzir oxigênio através da fotossíntese, na zona eufótica, ou mineralizar a matéria orgânica, na zona afótica. A maior densidade desses organismos na L1 contribuiu para aumentar a mineralização da matéria orgânica e conseqüentemente a redução do oxigênio dissolvido. Ao longo da série de lagoas com a redução da carga orgânica e aumento do OD, esses organismos não foram tão predominantes. Isso pode explicar as correlações negativas encontradas entre essa classe fitoplanctônica e o OD.

De acordo com Reynolds (1977), a transparência da água tem relação com a abundância e composição da comunidade fitoplanctônica. Em lagoas muito produtivas, essa variável pode ser usada para estimar a densidade dos organismos fitoplanctônicos (WETZEL, 1975). No presente estudo, os baixos valores de transparência de Secchi estiveram associados a uma grande quantidade de material em suspensão na coluna de água. Isso ficou evidenciado pela correlação negativa da transparência da água com SST encontrada em todas as lagoas.

A zona eufótica varia com a capacidade da água em atenuar a radiação subaquática e corresponde à profundidade onde a intensidade da radiação solar equivale a 1% daquela que atinge a superfície, onde a produção primária líquida resultante da atividade fotossintética é compensada por processos respiratórios. Curtis *et al.* (1994), em estudos sobre a penetração de radiação solar em lagoas de estabilização, observaram que diferenças nos coeficientes de atenuação da radiação, em diferentes sistemas, estão diretamente relacionadas com a concentração de sólidos suspensos, principalmente representada por matéria orgânica (biomassa fitoplanctônica). Uma vez que a fotossíntese depende fundamentalmente da luz, alterações significativas na intensidade luminosa ao longo da coluna, provoca alterações no ambiente.

Considerando-se a extensão da zona eufótica 3 vezes a profundidade de visão do disco de Secchi (COLE, 1994), pode-se inferir que nas lagoas estudadas, a

atenuação da radiação até 1% ocorreu em um mínimo de 0,15 m e um máximo de 0,88 m. Como a profundidade das lagoas é de apenas 0,90 m, essa penetração de luz foi suficiente para promover uma grande produtividade.

Em um esgoto, predominantemente doméstico, 75% dos sólidos em suspensão e 40% dos sólidos dissolvidos são de natureza orgânica. Estes compostos são constituídos principalmente de carbono, hidrogênio e oxigênio, além de outros elementos como nitrogênio, fósforo, ferro, enxofre, etc. (SOLDATELLI, 2007). Os principais grupos de substâncias orgânicas encontradas nos esgotos são carboidratos (25 a 50%), proteínas (40 a 60%) e óleos e graxas (10%). Outros compostos sintéticos são encontrados em menor quantidade como detergentes, pesticidas, fenóis, etc. (METCALF e EDDY, (1991).

Sólidos suspensos e microalgas podem provocar consequências indesejáveis no corpo receptor, como o aumento da DBO₅. Caso o efluente seja usado para a irrigação, concentrações excessivas de sólidos suspensos e microalgas podem afetar a porosidade do solo (LUDUVICE *et al.*, 2001). De acordo com Mayer *et al.* (2001), a matéria particulada presente no efluente de lagoas de tratamento sob a forma de biomassa algal varia muito durante o ciclo diário e apresenta características muito diferentes daquelas contidas no esgoto afluente, sendo menos agressivas ao meio ambiente, uma vez que são acompanhadas por elevadas concentrações de oxigênio dissolvido, minimizando o impacto do efluente no corpo receptor.

Casali (2008) em pesquisa desenvolvida em lagoas facultativas observou relação direta entre SST e a densidade fitoplanctônica. No estudo realizado por Soldatelli (2007) em lagoas de maturação, as elevadas concentrações de SST estiveram relacionadas à grande quantidade de biomassa fitoplanctônica inferida pela concentração de clorofila *a* e pela densidade fitoplanctônica. Pearson e Silva (1988) observaram que no mínimo 80% dos sólidos totais do efluente se devem à biomassa de microalgas.

Nas quatro lagoas estudadas foi observada correlação positiva significativa entre SST e a densidade fitoplanctônica. Nas L1 (agosto/2009) e L2 (maio/2009), foram observadas as maiores concentrações de sólidos suspensos (180 e 213 mg.L⁻¹) e elevada densidade fitoplanctônica, correlacionando também com elevada densidade da classe Chlorophyceae. Nas L3 e L4 houve correlação entre SST e as classes Cyanophyceae e Euglenopyceae, respectivamente.

4.2 Variáveis biológicas

4.2.1 Clorofila *a*

De acordo com König (1984), a máxima concentração de clorofila *a* nem sempre coincide com a máxima produção primária fitoplanctônica. A autora sugere o efeito de auto-sombreamento do fitoplâncton. No entanto no presente estudo, elevadas densidades fitoplanctônicas estiveram relacionadas com alta concentração de clorofila *a*. Na L3 a clorofila *a* correlacionou positivamente com as classes Chlorophyceae, Cryptophyceae, Cyanophyceae e com a densidade total. Similarmente, na L4 as correlações foram com as classes Chlorophyceae, Cryptophyceae e Euglenophyceae e também com a densidade total.

Quando a concentração de clorofila *a* se apresenta com um padrão de variação independente ao da densidade de organismos fitoplanctônicos, constitui-se de um problema no tocante à relação entre estas variáveis, podendo levar a erro de interpretação. De modo geral durante o período de estudo, os valores de clorofila *a* coincidiram com as densidades fitoplanctônicas.

4.2.2 Composição e estrutura da comunidade

A comunidade fitoplanctônica apresenta características especiais que lhe confere um alto poder de ajuste às condições ambientais. Esta comunidade possui ciclos de vida curtos, constituindo essencialmente a base da cadeia alimentar dos ambientes aquáticos. Luz e nutrientes são os principais recursos utilizados para o sucesso reprodutivo do fitoplâncton, embora isso seja variável entre as espécies (REYNOLDS, 1998).

Em lagoas de estabilização, as microalgas constituem um dos mais diversificados grupos de microrganismos. König (1984); Lima (2001) e König *et al.* (2002) citam que os tipos de microalgas encontradas em lagoas de estabilização variam consideravelmente, mas, de modo geral, as classes predominantes são: Cyanophyceae, Euglenophyceae, Chlorophyceae e Bacillariophyceae.

No presente estudo, a maioria dos táxons encontrados pertence a classe Chlorophyceae, seguido pelas classes Euglenophyceae, Cyanophyceae, Cryptophyceae, Zygnemaphyceae, Chrysophyceae e Dinophyceae. Houve um predomínio da classe Chlorophyceae em relação aos demais grupos. De acordo

com Palmer (1969) essa classe apresenta-se como resistente a elevados níveis de matéria orgânica, destacando-se os gêneros *Chamydomonas*, *Pyrobotrys*, *Micractinium* e *Chlorella*. Corroborando com o presente trabalho, König *et al.* (2002), estudando oito sistemas de lagoas de estabilização no estado da Paraíba, encontrou o maior número de táxons na classe Chlorophyceae destacando-se o gênero *Chlorella*. GRANADO (2004), em estudo realizado em lagoas facultativas também encontrou as classes Cyanophyceae, Chlorophyceae, Euglenophyceae, Cryptophyceae e Bacillariophyceae. No entanto, apenas as classes mais representativas foram Chlorophyceae e Cyanophyceae.

Destacaram-se pela frequência, representantes das classes Chlorophyceae e Euglenophyceae sendo as espécies *Chlorella vulgaris*, *Desmodesmus communis*, *Menoidium gracile* e *Phacus dangeardii* constantes em todas as lagoas amostradas. Dentre os gêneros presentes em ambientes hipereutróficos, Reynolds (1998) relacionou *Euglena*, *Phacus* e *Lepocinclis*.

A classe Chlorophyceae se destacou quanto à riqueza, na maior parte do período, principalmente na amostragem de fevereiro e março/2009 (16-19 táxons). A maior riqueza foi registrada na L4 (28 táxons) em fevereiro/2009. A L1 apresentou os menores valores de riqueza nas amostragens de agosto/2009 (7 táxons), no entanto, baixa riqueza não coincidiu com baixas densidades. Isso pode ter ocorrido devido a maior carga orgânica, o que favoreceu o estabelecimento de espécies mais adaptadas a essas condições, resultando com isso em elevada densidade constituída por poucas espécies. Os organismos que sobrevivem a um ambiente rico em nutrientes apresentam características adaptativas a suas respectivas funções. Geralmente, são organismos de pequeno tamanho, possuindo alta taxa de crescimento pois, quanto menor o tamanho, maior é eficiência na absorção e assimilação de nutrientes, considerados como organismos r-estrategistas REYNOLDS, 1988 *apud* SALOMONI, 1997).

De acordo com Palmer (1969 e 1980) e König (1984) a composição de espécies fitoplanctônicas é mais influenciada pelos resíduos orgânicos do que por outros fatores ambientais como pH e oxigênio dissolvido. Isso pode ter acontecido na L1 e L2 já que foram observadas correlações positivas significativas entre SST e a densidade fitoplanctônica total. Nos meses de maio/2009 (L2) e agosto/2009 (L1) foram observadas as maiores concentrações de sólidos suspensos, coincidindo com elevadas densidades fitoplanctônicas. Na L1 e L2 os SST também correlacionaram

positivamente com a classe Chlorophyceae e negativamente com a diversidade. Isso aconteceu devido a dominância da espécie *Chlorella vulgaris* que apresentou densidade acima de 50% da densidade total da amostra. De acordo com MARGALEF (1978) os organismos de pequeno porte (a exemplo de *Chlorella vulgaris*) são favorecidos em águas eutróficas, pois se multiplicam mais rapidamente do que as células maiores, sendo que o seu tamanho garante uma taxa mínima de absorção de nutrientes.

A densidade total do fitoplâncton em número de células por mL, de modo geral apresentou os maiores valores na L2 e menores na L3. O pico de densidade que ocorreu na L1 (152.357 cel mL⁻¹) na amostragem de maio/2009 foi consequência da abundância das espécies *Chlorella vulgaris* (97.019 cel mL⁻¹) e *Stigeoclonium helveticum* (29.726 cel mL⁻¹), pertencentes a classe Chlorophyceae. Segundo Palmer (1969), os gêneros *Chlorella* e *Stigeoclonium*, entre outros, estão entre os gêneros tolerantes à poluição orgânica. Nas quatro lagoas também foi registrado um pico de densidade em maio/2010, com os maiores valores registrados na L4 (147.825 cel mL⁻¹), estando relacionado com a dominância da espécie *Chlorella vulgaris* (todas as lagoas) e a abundância de *Phacus dangeardii* (L1 e L2). Houve um declínio na densidade do fitoplâncton na L3 em fevereiro/2010 e na L4 em março/09. Nessas amostragens foram registrados poucos indivíduos da classe Euglenophyceae (L3 = 98 cel mL⁻¹, L4 = 264 cel mL⁻¹). Nessas lagoas foram encontradas as menores concentrações de SST. As Euglenophyceae apresentam-se como um dos mais importantes grupos de microalgas unicelulares continentais, desenvolvendo-se, principalmente, em águas com elevados teores de matéria orgânica, fósforo e nitrogênio (ROUND, 1983). Como a concentração de SST foi menor na L3 e L4, isso pode explicar as menores densidades registradas nessas lagoas.

Na classe Cyanophyceae foram encontradas oito espécies abundantes e apenas *Aphanocapsa delicatissima* foi dominante somente na amostragem de maio/09 (7.784 cel mL⁻¹). Reynolds (1996) descreveu esse gênero como estando bem adaptado às águas calmas, com moderadas concentrações de nutrientes. Isso pode explicar o fato de *Aphanocapsa delicatissima* ter contribuído com a maior densidade no período de baixa precipitação. A abundância das demais espécies de Cyanophyceae também foi registrada em períodos de baixa precipitação. A chuva pode agir como agente perturbador da estrutura da comunidade fitoplanctônica

contribuindo para a redução da densidade dessa classe. De acordo com ZONOTELLI (2000), se a ocorrência de cianobactérias em lagoas de estabilização for menor do que as algas verdes, isso indica baixa toxicidade do efluente. Isso foi observado durante o período desse estudo, entretanto para concluir sobre a presença ou ausência de toxinas, é necessário a realização de testes de ecotoxicidade.

A diversidade de organismos fitoplanctônicas num ambiente aquático é função do número de espécies da comunidade e da distribuição dos indivíduos dentro da amostra (equitabilidade). Em geral, a diversidade está associada diretamente à instabilidade da comunidade ou à complexidade da teia alimentar e inversamente ao grau de alterações dos sistemas (MARGALEF, 1983).

No presente estudo a diversidade aumentou da L1 em direção a L2 e foi observado que as maiores diversidades registradas no período coincidiram com a menor dominância e vice versa. As alterações na riqueza de espécies ou na diversidade, são resultados diretos da variabilidade de fatores abióticos a longo tempo ou de variações climáticas de curto tempo. Na amostragem de agosto/2009 registrou-se a menor diversidade (0,8 bits/ind⁻¹) na L1, coincidindo com a dominância da espécie *Chlorella vulgaris*. Também foi registrada uma baixa diversidade na L4 no mês de março/2009 (0,7 bits ind⁻¹) com dominância de *Scenedesmus acuminatus*. Por outro lado, os maiores valores de diversidade foram encontrados na L2 (3,5 bits ind⁻¹) e L4 (3,8 bits ind⁻¹), porém não foram registradas espécies dominantes.

No estudo realizado por Casali (2008) em lagoas facultativas, em estações de tratamento de esgoto dos municípios de Pariquera-Açu e Jacupiranga (SP) foi encontrado predomínio das classes Chlorophyceae e Cyanophyceae, de forma alternada, não sendo encontrada variação temporal e vertical na estrutura da comunidade. Os valores mais baixos de diversidade encontrados pelo autor, foram associados à dominância da classe Chlorophyceae. Miwa (2007) também não encontrou variação temporal e vertical na estrutura da comunidade fitoplanctônica da lagoa facultativa de Cajati (SP) e o grupo predominante neste sistema, em todo o período amostrado, foi o das Cyanophyceae. Já Granado (2004), na lagoa facultativa da ETE de Novo Horizonte (SP), encontrou maiores densidades de organismos pertencentes ao grupo das Chlorophyceae e o índice de diversidade foi sempre menor do que 1 devido à predominância da espécie *Chlorella vulgaris*.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

- Nas lagoas de polimento que constitui o sistema piloto de tratamento de esgoto sanitário, no período de fevereiro/2009 a junho/2010 foram encontradas sete classes fitoplanctônicas: Chlorophyceae, Euglenophyceae, Cyanophyceae, Cryptophyceae, Zygnemaphyceae, Chrysophyceae e Dinophyceae. A classe mais representativa foi Chlorophyceae, que contribuiu com 51,5 % do total de táxons encontrados.

- Na L3 foi encontrada a maior riqueza, com 91 táxons identificados. No entanto, a riqueza de espécies foi semelhante entre as lagoas, sendo encontrados 73 táxons na L1, 87 na L2 e 81 na L4. Os índices de diversidade e equitabilidade não apresentaram diferenças significativas, no entanto foi observada uma tendência de aumento da L1 em direção a L4.

- Foram observadas variabilidade temporal nas classes Cryptophyceae Cyanophyceae e Zygnemaphyceae. Entre as lagoas só foi encontrada diferenças significativas para a classe Euglenophyceae, sendo as maiores densidades encontradas na L1, devido à elevada carga orgânica.

- Durante o período de amostragem, 41 espécies foram consideradas abundantes, sendo a maioria pertencente a classe Chlorophyceae, que apresentou o maior número de espécies abundantes, em todas as lagoas amostradas. A espécie *Chlorella vulgaris* foi abundante em 50% do total de amostras analisadas.

- Na classe Euglenophyceae, as espécies *Menoidium gracile* e *Phacus dangeardii* foram abundantes em todas as lagoas.

- No mês de fevereiro/2009, foram encontradas nove espécies abundantes na L4, tendo sido identificadas: *Chlamydomonas debaryana*, *Chlorella vulgaris*, *Chlorococcum* cf. *minimum*, *Nephrocytium spirale*, *Scenedesmus acuminatus*, *Scenedesmus ecornis*, *Scenedesmus ellipticus* e *Menoidium gracile*.

- A precipitação só exerceu influência na densidade fitoplanctônica da L1. No período de maior precipitação (março/2009), foi observada a menor densidade total de organismos fitoplanctônicos.

- A elevada densidade de microalgas e cianobactérias contribuiu para o aumento na concentração de SST nas lagoas estudadas.

- A espécie *Chlorella vulgaris* foi responsável pelo aumento da densidade

fitoplanctônica, sendo essa espécie dominante em praticamente todo o período de estudo com maior incidência na lagoa 1 (60% das amostras), seguido da L2 (45%), L3 (35%) e L4 (25%). Na classe Chlorophyceae, além de *Chlorella vulgaris*, foram registradas outras espécies dominantes, todas do gênero *Scenedesmus*.

- Na classe Cyanophyceae a espécie *Aphanocapsa delicatissima* foi dominante no mês de maio/2009 na L4. A dominância dessa espécie provavelmente ocorreu devido às menores precipitações registradas nesse mês, já que organismos pertencentes a essa classe são favorecidos em águas mais calmas.

7. REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

ALVES-DA-SILVA, S.M.; BRIDI, F.C. (2004a). Euglenophyta no Parque Estadual do Jacuí, Rio Grande do Sul, Sul do Brasil. 3. Gênero *Strombomonas* Defl. **Acta Botanica Brasilica**. 18(3): 555-572.

_____. (2004b). Estudo de Euglenophyta no Parque Estadual Delta do Jacuí, Rio Grande do Sul, Brasil. 2. Os gêneros *Phacus* Dujardin e *Hyalophacus* (Pringsheim) Pochmann. **Iheringia**. Série Botânica, Porto Alegre, 1(59): 75-96.

ANAGNOSTIDIS, K. KOMÁREK, J. (1990). Modern approach to the classification system of Cyanophytes. 5 - Stigonematales. **Algological Studies**. v.59: 1-73.

AWWA, APHA, WEF. (1998). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 20 ed. Washington: APHA

ARAUZO, M.; COLMENAREJO, M.F.; MARTINEZ, E.; GRACIA, M.G. (2000) The role of algae in a deep wastewater self-regeneration pond. **Water Research**. v.34, n.14, p.3666-3674.

AZEVEDO, M.T.P.; SANT'ANNA, C.L. (1999) *Coelosphaerium evidenter-marginatum*, a new planktonic species of Cyanophyceae/Cyanobacteria from São Paulo State, Southeastern Brazil. **Algological Studies**. 94: 35-43.

_____. (2003) *Sphaerocavum*, a new genus of planktic Cyanobacteria from continental water bodies in Brazil. **Algological Studies** 109: 79-92.

BICUDO, C.E.M. (2004) Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Algas, 18: Chlorophyceae (Volvocales). **Revista Brasil. Bot.**, V.27, n.1, p.85-102

BOTELHO, P.M.A.; von SPERLING, M.; CHERNICHARO, C.A.L. (1997). Avaliação de dados físico-químicos e fitoplâncton da lagoa de maturação em escala piloto da ETE Nova Vista – MG. ABES, **Anais ... 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**.

BRANCO, S.M. (1986). **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**. 3ª ed. São Paulo, CETESB, 640 p.

_____. (1978). **Hidrobiologia aplicada a engenharia sanitária**. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB).

CALIJURI, M.C. (1988). **Respostas fisioecológicas da comunidade fitoplanctônica e fatores ecológicos em ecossistemas com diferentes estágios de eutrofização**. Tese (doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 293p.

CARLSON, R.E.; SIMPSON, J. (1996). A coordinator's guide to volunteer lake monitoring methods. North American Lake Management Society. 96p.

CASALI, S.P. (2008) **Variabilidade temporal da comunidade fitoplanctônica em lagoas facultativas de dois sistemas de tratamento de esgoto com diferentes configurações (baixo ribeira de iguape, SP)**. Dissertação (mestrado). Área de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo, 106 p.

CASTRO, A.A.J., BICUDO, C.E.M.; BICUDO, D.C. (1991). Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Algas 2: Cryptophyceae. **Hoehnea** 18: 87-106.

CASTRO, P.S. *et al.* (1983). Interceptação da chuva por mata natural secundária na região de Viçosa-MG. **Revista Árvore**, v.7, n.1, p.76-89.

COLE, G. (1994). Textbook of limnology. 4th ed. Waveland Press, Illinois

COMAS, A. (1996). Las Chlorococcales dulciacuícolas de Cuba. [The freshwater Chlorococcids of Cuba.] Stuttgart: J. Cramer. 192p., il. (Bibliotheca Phycologica).

CURTIS, T.P., MARA, D.D.; SILVA, S.A. (1994). The Effect of Sunlight on Faecal Coliforms in Ponds: Implication for Research and Design. **Water Science and Technology**. 26, (7-8), 1729-1738.

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

ETTL, H.; GARTNER, G. (1988). Chlorophyta II. In: H. Ettl; J. Gerloff; H. Heynig & D. Möllenhauer (eds.). Sübwasserflora von Mitteleuropa. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, p.1-436.

FERRAGUT, C., LOPES, M.R.M., BICUDO, C.E.M.B.; VERCELLINO, I.S. (2005) Ficoflórua perifítica e planctônica (exceto Bacillariophyceae) de um reservatório oligotrófico raso (Lago do IAG, São Paulo). **Hoehnea** 32 (2):137-184.

FERREIRA, C.J.A. (1988). **Análise da distribuição espaço – temporal da comunidade fitoplanctônica da lagoa de estabilização do Guará I, Brasília, Distrito Federal**. Dissertação de mestrado, Universidade de Brasília, Brasília, 115p.

GIANI, A.; FIGUEIREDO, C.C. (1999). Recorrência de padrões sazonais do fitoplâncton num reservatório eutrófico. In: Henry, R. (ed.) **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu: Fapesp, FUNDIBIO, 1999. p.531-550.

GOMES, J.L.C.S. (2002), **Estudo comparativo entre oito sistemas de lagoas de estabilização da região noroeste do Estado de São Paulo**. Dissertação (mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

GRANADO, D.C. (2004). **Variações nictemerais e sazonais na estrutura da comunidade fitoplanctônica num sistema de lagoas de estabilização (Novo Horizonte, SP)**. Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 128p.

GURUNG, T.D.; DHAKAL, R.P.; BISTA, J.D. (2006). Phytoplankton primary production, chlorophyll-a and nutrient concentrations in a water column of mountainous Lake Phewa, Nepal. **Lakes & Reservoirs and Management**. v.11. p.141-147.

HAPPEY-WOOD, C. (1988). Ecology of freshwater planktonic green algae. In: SANDGREN, C.D. (ed.). **Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton**. Cambridge University Press. p.175-226.

HEGEVALD, E.; SILVA, G. (1988). Annotated catalogue of *Scenedesmus* and nomenclaturally related genera, including original descriptions and figures. *Bibliotheca Phycologica* 80: p.1-578.

HOEPPNER, A.F.S. (2007). **Comportamento de variáveis físicas, químicas e da eficiência de sistemas de lagoas de estabilização em ambiente tropical (Vale do Ribeira de Iguape, SP)**. Dissertação (Mestrado). Departamento de Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. 284p.

HOFFMANN, L.; KOMÁREK, J.; KASTOVSKY, J. (2005). System of cyanoprokaryotes (cyanobacteria) state 2004. **Algol. Studies**, v. 117 (Cyanobacterial Research 6): 95-115.

HUTCHINSON, G.E. (1967). A treatise on Limnology. II: Introduction to lake biology and limnoplankton. New York: John Willey and Sons. 1115 pp.

KAYOMBO, S. *et al.* (2002). Diurnal cycles of variation of physical – chemical parameters in waste stabilization ponds. **Ecological Engineering**, v.18, p.287 – 291.

KOMÁREK, J.; AZEVEDO, M.T.P. (2000). *Geitlerinema unigranulatum*, a common tropical cyanoprokaryote from freshwater reservoirs in Brazil. **Algological Studies**. 99: p.39-52.

KOMÁREK, J.; FOTT, B. (2000). Chlorophyceae (Grünalgen), Ordnung: Chlorococcales. In: G. Huber-Pestalozzi, H. Heynig & D. Mollenhauer (eds.). **Süßwassersflora Band 1. Gustav Fischer, Jena**, p.1-10 1983.

KOMÁRKOVÁ-LEGNEROVÁ, J.; CRONBERG, G. (1994). Planktic blue-green algae from lakes in South Scania, Sweden. Part I. Chroococcales. **Algological Studies** 72: p.13-51.

KÖNIG, A. (1991). Biologia das lagoas: algas. In: **Lagoas de estabilização e aeradas mecanicamente: novos conceitos**. Sérgio Rolim Mendonça (coord). Editora Universitária (UFPB).

KONIG, A. (1984). **Ecophysiological studies on some algae and bacteria of waste stabilization ponds**. PhD Thesis. University of Liverpool. Liverpool.

KONIG, A.; CEBALLOS, B. S. O.; ALMEIDA, M. V. A. (2002). Observações sobre a população algal em efluentes de lagoas de estabilização em escala real no estado da Paraíba. In: **Anais... XXVIII Congresso Internacional de Engenharia Sanitária y Ambiental**. Cancun-México.

KONIG, A.; CEBALLOS, B. S. O.; FLORENTINO, I. Q. B. (1991). Avaliações do ciclo diário de parâmetros físico-químicos e microbiológicos em sistemas de lagoas de estabilização em escala real. In: 16º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Goiânia, 1991, **Anais...** Rio de Janeiro, ABES. v. 2, tema I, p. 20-36.

KRAMMER, K.; LANGE-BERTALOT, H. (1991a). Bacillariophyceae. 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. in Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. and Mollenhauer, D. (eds) Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 2/3. Gustav Fischer Verlag: Stuttgart, Jena. 576p.

_____. (1991b). Bacillariophyceae. 4. Teil: Achnanthaceae, Kritische Ergänzungen zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema, Gesamtliteraturverzeichnis Teil 1-4. in Ettl, H., Gärtner, G., Gerloff, J., Heynig, H. and Mollenhauer, D. (eds) Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 2/4. Gustav Fischer Verlag: Stuttgart, Jena. 437p.

LOBO, E.; LEIGHTON, G. (1986). Estruturas comunitarias de las fitocenozes plaktonicas de los sistemas de desembocaduras y esteros de rios de la zona central de Chile. **Rev. Biol. mar**, v.22 (1), p.1 – 29.

LUDUVICE, M.L.; NEDER, K.D.; QUEIROZ, T.R.; SOUZA, M.A.A. (2001). Sólidos suspensos como indicador da densidade de algas em lagoas de estabilização. **Anais...** 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES, João Pessoa - PB, Setembro de 2001.

MAYER, M.G.R.; MOREIRA, E.A.; FRASSINETTI, P.; CAVALCANTI, P.F.F.; HAANDEL, A. Van. (2001). Lagoas de polimento para pós-tratamento de esgotos digerido - Parte 1: Remoção de matéria orgânica e sólidos em suspensão In: CHERNICHARO C.A.L. (Coord.) (2001). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**: coletânea de trabalhos técnicos. Belo Horizonte/ FINEP. v.2, p.59-68.

MARA, D.D.; PEARSON, H.W. (1986). Waste stabilization pond research: experimental methods and data analysis. In: Seminario Regional de Investigación sobre Lagunas de estabilización. **Anais...** Lima. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. p.145-157.

MARGALEF, R. (1978). Life-forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environment. **Oceanologica Acta**, 1: 493-509

MENDONÇA, S.R. (2000) **Sistemas de lagunas de estabilización**. Columbia: Editora Nomos S.A., cap.7, p.198-254.

MENEZES, M. (1994). Fitoflagelados pigmentados de quatro corpos d'água da região sul do município do Rio de Janeiro, RJ, Brasil. Tese (doutorado). Universidade de São Paulo, São Paulo. **Hoehnea**. v.35, n.3, p. 435-468.

MENEZES, M.; BICUDO, C.E.M. (2008). Flagellate green algae from four water bodies in the state of Rio de Janeiro, Southeast Brazil. **Hoehnea** 35(3): 435-468, 118 fig., 2008. Disponível em: [www.ibot.sp.gov.br/publicacoes/hoehnea/vol35/Hoehnea35\(3\)artigo12.pdf](http://www.ibot.sp.gov.br/publicacoes/hoehnea/vol35/Hoehnea35(3)artigo12.pdf) Acesso em: 10 fev. 2011.

METCALF & EDDY. (2003). **Wastewater Engineering treatment Disposal Reuse**. 4. ed. New York, McGraw - Hill Book, 1815p.

_____ (1991). **Wastewater engineering – treatment, disposal and reuse**. 3 ed. New York: McGraw – Hill.

MIWA, A.C.P. (2007). **Avaliação do funcionamento do sistema de tratamento de esgoto de Cajati, Vale do Ribeira de Iguape (SP), em diferentes épocas do ano**. Tese (Doutorado). Departamento de Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. 194f.

NOGUEIRA, I.S. (1991). **Chlorococcales sensu lato (Chlorophyceae) do município do Rio de Janeiro e arredores, Brasil: inventário e considerações taxonômicas**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

PALMER, M.C. (1969). A composite rating of algae tolerating organic pollution. **Phycol.**, v.5, p.78–82.

PALMER, M. C. (1980). **Algae and water pollution: the identification, significance and control of algae in water supplies and in polluted water.** Castle House, 123p.

PEARSON, H.W.; SILVA, S.A. (1988). **Variações diurnas de certos parâmetros físico-químicos e biológicos em efluentes de lagoas facultativas e de maturação.** Campina Grande-PB: 19p

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

_____. (1988). Functional morphology and adaptative strategies of freshwater phytoplankton. In: C.D. Sandgren (Ed.) **Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton.** Cambridge University Press. p.388-433.

_____. (1997). On the vertical distribution of phytoplankton in the middle rio Doce Vale lakes. In: TUNDISI, J. G.; SAIJO, Y. (Ed.). **Limnological studies on the Rio Doce Valley Lakes, Brazil.** Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências,. p. 227-241.

ROUND, F.E. (1971). The taxonomy of the Chlorophyta II. **British Phycological Journal**, v.6, p.235-264.

SALOMONI, S.E. (1997). **Aspectos da limnologia e população costeiras Marcelino, Peixoto e Pinguela (Osório, RS):** uma abordagem baseada no fitoplâncton. Dissertação (mestrado). Programa de Pós-Graduação em Ecologia. Instituto de Biociências. UFRGS. Porto Alegre, RS, 141p.

SANT'ANNA, C.L., AZEVEDO, M.T.P.; SORMUS, L. (1989). Fitoplancton do Lago das Garcas, Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, Sao Paulo, SP, Brasil: estudo taxonomico e aspectos ecologicos. **Hoehnea** 16: p.89-131.

SANT'ANNA, C.L. (1984). Chlorococcales (Chlorophyta) do Estado de São Paulo, Brasil. **Bibliotheca Phycologica**. 67: p.1-348,

SENNA, P.A.C., DELAZARI, A.; SANT'ANNA, C.L. (1999). A new planktic cyanoprokariotic species, *Cyanodictyon tropicales* (Cyanophyceae) from Espirito Santo State (Southeastern), Brazil. **Algological Studies**. 94: p.293-303.

SOLDATELLI, V.F. (2007). **Avaliação da comunidade fitoplanctônica em lagoas de estabilização utilizadas no tratamento de efluentes domésticos. Estudo de caso – ETE – UCS.** Dissertação (mestrado). Programa de Pós-Graduação em Ecologia. Instituto de Biociências. UFRGS. Porto Alegre. 182p.

SORMUS, L.; BICUDO, C.E.M. (1994). Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Algas, 6: Zygnemaphyceae (Closteriaceae). **Hoehnea** 21: 7592.

SOUZA, RC.R. (2000). **Dinâmica espaço-temporal da comunidade fitoplanctônica de um reservatório hipereutrófico: Salto Grande** (Americana, SP). Tese (doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 172p.

TELL, G.; CONFORTI, V. (1986). Euglenophyta Pigmentadas de la Argentina. **Bibliotheca Phycologica**. 75:p.1-301.

van DEN HOEK, C.; MANN, D.G.; JAHNS, H.M. (1995). **Algae: an introduction to phycology**. Cambridge, Cambridge University Press.

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

WERNER, V.R. (2002). **Cyanophyceae/Cyanobacteria no Sistema de Lagoas e Lagunas da Planície Costeira do Estado do Rio Grande do Sul**, Brasil. Tese (doutorado). Universidade Estadual Paulista – Campus de Rio Claro, Rio Claro, SP. 363f.

WETZEL, R.G. (1990). Land-water interfaces: metabolic and limnological regulators. **Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie**. v.24, p.6-24.

WETZEL, R.G. (1975). **Limnology**. Philadelphia. Saunders. 743p.

XAVIER, M.B. (1994). Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Algas, 5: Euglenophyceae (Euglenaceae pigmentada). **Hoehnea** 21: p.47-73.

CAPÍTULO 3

QUALIDADE DA ÁGUA E DINÂMICA DA COMUNIDADE PLANCTÔNICA EM UM SISTEMA PILOTO DE TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO EM LAGOAS DE POLIMENTO

RESUMO

MAGALHÃES, Adriana Barbosa Sales de. D.Sc. Universidade Federal de Viçosa, Novembro de 2011. **Qualidade da água e dinâmica da comunidade planctônica em um sistema piloto de tratamento de esgoto sanitário em lagoas de polimento.** Orientador: Walter Campos Otoni.

Considerando a necessidade de maior conhecimento dos fatores envolvidos no processo biológico de tratamento das águas residuárias e da importância da comunidade planctônica presente nas lagoas de estabilização, este trabalho teve como objetivo avaliar o funcionamento de um sistema de tratamento de esgoto sanitário com ênfase na comunidade planctônica. O sistema é composto por um conjunto reator UASB + biofiltro aerado submerso (escala real), seguido de uma série de quatro lagoas de polimento (escala piloto). Foram analisadas as seguintes variáveis: transparência, temperatura, oxigênio dissolvido (OD), pH, alcalinidade, demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total Kjeldahl (NT), nitrogênio amoniacal (NH₃), nitrato (N-NO₃), fósforo total (PT), ortofosfato (PO₃) sólidos suspensos totais (SST) e clorofila *a*, além da precipitação pluviométrica e da temperatura do ar. A comunidade fitoplanctônica, durante o período de estudo, esteve representada por 103 táxons, distribuída em 7 classes: Cyanobacteria (17,5%), Chlorophyceae (51,5%), Zygnemaphyceae (1,9%), Euglenophyceae (20,4%), Dinophyceae (1%), Chrysophyceae (1,9%) e Cryptophyceae (5,8%). A densidade total variou de 2.647 cel mL⁻¹ na L3 a 151.357 cel mL⁻¹ na L1. A elevada concentração de microalgas e cianobactérias foi responsável pelo aumento da concentração de SST. O zooplâncton esteve representado por Rotíferos, Copépoda e Cladóceras, sendo encontrados em baixa densidade variando de 604 org L⁻¹ na L4 a 2.509 org L⁻¹ na L2. Ao longo do período de estudo verificou-se eficiência na redução da DBO, NT, NH₃ e clorofila *a*. No entanto, as remoções de DQO, PT, NO₃ e ortofosfato não se mostraram acentuadas.

Palavras chave: qualidade da água, comunidade planctônica, lagoas de polimento, tratamento de esgoto sanitário

ABSTRACT

MAGALHÃES, Adriana Barbosa Sales de. D.Sc. Universidade Federal de Viçosa, November de 2011. **Water quality and dynamic of plankton community in a pilot sewage treatment plant of stabilization ponds** Adviser: Walter Campos Otoni Euclides. Co-adviser: Rafael Kopschitz Xavier Bastos.

Considering the necessity of a better understand about the factors involved on the biologic treatment of sewage and importance of the plankton community present in the stabilization ponds, the purpose of the current stud is to evaluate the effectiveness of a sewage treatment system focusing the phytoplankton community. The system is a set of reactor UASB + biofilter aerated and submerged (in real scale), followed by four sequential ponds (pilot scale). We have analyzed the following parameters: visibility, temperature, dissolved oxygen, pH, alkalinity, biochemical oxygen demand (BOD), chemical oxygen demand (COD), total nitrogen Kjeldahl (TN), ammoniacal nitrogen, nitrate (NO₃), total phosphate (TP), orthophosphate, total suspense solids (TSS), chlorophyll *a*, precipitation and air temperature. The phytoplankton community during the evaluated time were represented by 103 taxa among 7 classes: Cyanobacteria (17,5%), Chlorophyceae (51,5%), Zygnemaphyceae (1,9%), Euglenophyceae (20,4%), Dinophyceae (1%), Chrysophyceae (1,9%) and Cryptophyceae (5,8%). The total density variation was from 2.647 cell mL⁻¹ in the L3 to 151.357 cell mL⁻¹ in L1. The high concentration of microalgae and cyanobacteria were responsible for the increase on the concentration of TSS. The zooplankton were represented by Rotifers, Copepod and Cladocera in low density, from 604 org L⁻¹ in the L4 to 2.509 org L⁻¹ in the L2. Along the evaluated time we could see efficiency on the decrease of BOD, TN, NH₃ and chlorophyll *a*. However, there were no significant decrease of the COD, TP, NO₃ and orthophosphate contents

Keywords: water quality, phytoplankton community, stabilization ponds, sewage treatment

1. INTRODUÇÃO

A associação de reatores anaeróbios e lagoas de polimento para o tratamento de esgotos sanitários constituem sistemas compactos, de relativa simplicidade, baixo custo operacional e elevada capacidade de remoção de matéria orgânica, sólidos em suspensão, nutrientes e patógenos. Ao longo do sistema de tratamento biológico de águas residuais, a matéria orgânica é degradada, e há uma sucessão natural de bactérias, microalgas, cianobactérias e zooplâncton que são fundamentais neste tipo de sistema.

As bactérias aneróbias agem sobre a matéria orgânica, decompondo-a em moléculas mais simples e estáveis, liberando para as microalgas e cianobactérias gás carbônico, água, amônia e fosfato. Estas, por sua vez, utilizam os compostos inorgânicos para a síntese celular e através de fotossíntese, liberam oxigênio para o meio líquido que ajuda a manter as condições aeróbias das bactérias.

O zooplâncton também é um importante componente da dinâmica de um ambiente aquático, no entanto, nem todas as espécies conseguem sobreviver em águas residuárias, principalmente quando em altos teores de DBO, amônia e compostos de enxofre. A diversidade e a predominância de espécies planctônicas em lagoas de estabilização depende de uma série de fatores, tais como: temperatura, luz, oxigênio dissolvido, nutrientes, predação e competição.

Alguns autores sugerem que a relação N:P seja um dos principais fatores na dominância de gêneros e espécies de microalgas e cianobactérias em lagoas de estabilização. O tempo de detenção hidráulica também pode resultar em diferentes comportamentos da comunidade microbiana. Se for muito curto poderá impedir o crescimento da comunidade fitoplanctônica, não favorecendo a interação; e se for muito longo poderá favorecer um crescimento exagerado dessa comunidade, resultando na diminuição do oxigênio produzido nas camadas mais profundas, elevação do pH na superfície e menor eficiência na remoção de patógenos. Vale ressaltar que a elevada densidade de microalgas e cianobactérias no efluente final é indesejável por fatores estéticos e por razões de saúde pública, já que algumas espécies apresentam toxicidade em determinadas circunstâncias.

O sistema de lagoas de estabilização se adapta às características de países como o Brasil, onde o clima é tropical, tendo como principal aliado as altas temperaturas. Várias pesquisas têm apontado o elevado grau de tratamento das lagoas de estabilização em escala piloto, no entanto, é importante o monitoramento para se obter informações

sobre a eficiência do tratamento, visto que o bom funcionamento tem efeito direto na saúde pública e ambiental.

2. OBJETIVOS

Geral

- Contribuir para a compreensão da dinâmica da qualidade da água e da influência das variáveis físicas e químicas na comunidade planctônica em um sistema piloto de lagoas de polimento para o tratamento de esgotos sanitários.

Específicos

- Avaliar o desempenho das quatro lagoas de polimento por meio do monitoramento das variáveis físicas, químicas e biológicas;
- Analisar a variação temporal das comunidades planctônicas (fitoplâncton e zooplâncton) nas quatro lagoas, a partir da análise qualitativa desses organismos;
- Avaliar a biomassa das comunidades planctônicas através da análise quantitativa desses organismos.
- Avaliar o decaimento da densidade de microalgas ao longo da série de lagoas, com ênfase na classe Cyanophyceae

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de estudo

O estudo foi realizado na Unidade Integrada de Tratamento de Esgotos e Utilização de Efluentes, localizado no município de Viçosa, Minas Gerais, entre as coordenadas geográficas de 20°45'14'', latitude sul, e o meridiano de 42°52'54'', longitude oeste (Figura 1).

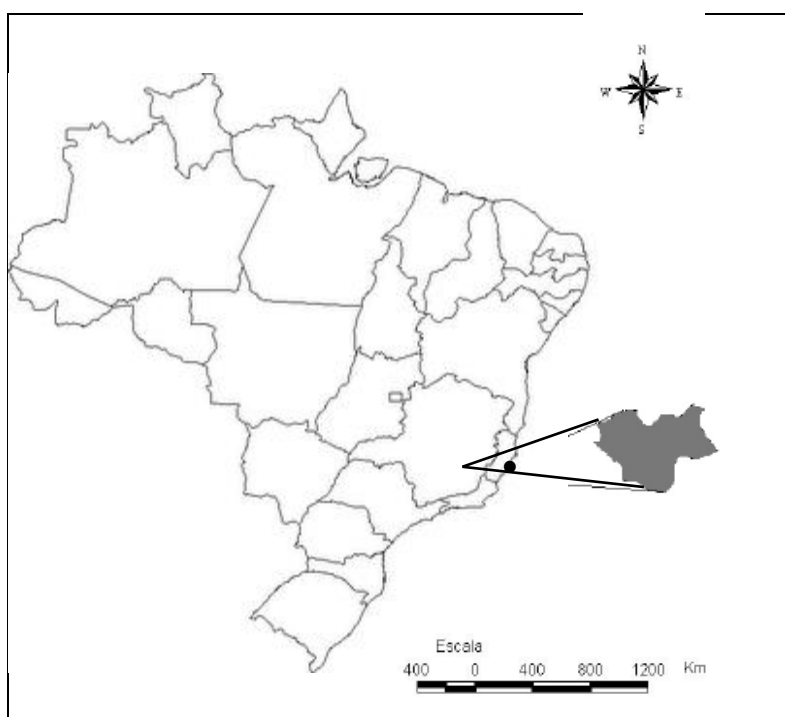


Figura 1. Mapa da localização do município de Viçosa, Minas Gerais.

O pré-tratamento era realizado por meio de um reator UASB e um biofiltro aerado submerso (BF), em escala real ($115 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$), constituídos por unidades pré-fabricadas em aço, seguido de três lagoas de polimento em série (L1, L2 e L3), e uma quarta lagoa (L4), em paralelo à terceira, todas em escala piloto e pré-fabricadas em fibra de vidro, com área útil de $16,3 \text{ m}^2$ e relação comprimento / largura de 2,0 (Figura 2).

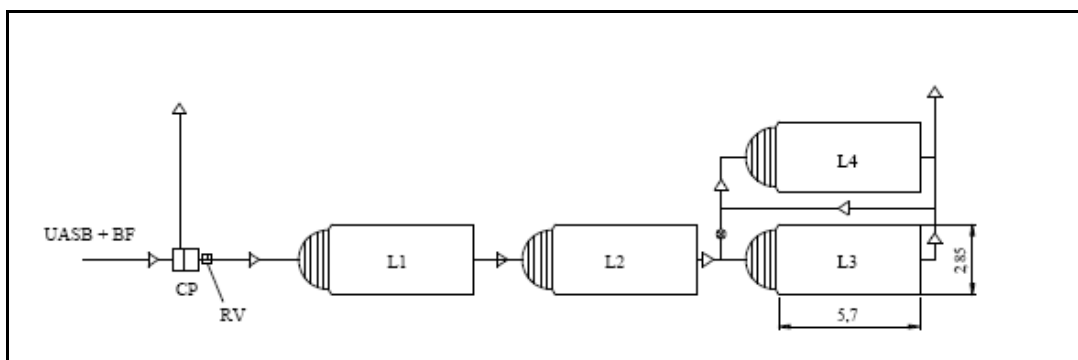


Figura 2 – Ilustração esquemática da série experimental de lagoas de estabilização.

Legenda: UASB: Reator anaeróbio de fluxo ascendente; BF: Biofiltro aerado submerso; CP: Caixa de passagem; RV: Regulador de vazão, L1, L2, L3 e L4: Lagoas de polimento

3.2. Amostragem e análise dos dados

As amostragens foram feitas em dois períodos operacionais, o primeiro (Período 1) entre fevereiro a outubro de 2009 e o segundo (Período 2) entre os meses de janeiro a junho de 2010. Para determinação das variáveis abióticas e bióticas, as coletas de água foram realizadas nas quatro lagoas de polimento (L1, L2, L3 e L4).

O sistema de lagoas foi operado com variações em termos de vazão (Q) e tempo de retenção hidráulica (TDH) (Tabela 1).

Tabela 1. Configuração do sistema de lagoas por período operacional

Parâmetro	Período 1	Período 2
	Fevereiro - outubro 2009	Janeiro - junho 2010
	L1, L2, L3 e L4	L1, L2, L3 e L4
Q	3,5	2,0
TDH	4,0	7,0
h	0,9	0,9

Legenda: L: lagoas; Q: vazão ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$); TDH: tempo de retenção hidráulica (d); h: profundidade (m)

Os dados de precipitação (mm) e temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$), utilizados neste trabalho foram fornecidos pela Estação Meteorológica localizada na Universidade Federal de Viçosa (UFV) – MG, entre as coordenadas geográficas a $20^{\circ}25'$ latitude Sul e $42^{\circ}52'$ longitude Oeste e altitude de 657 m.

As variáveis físicas e químicas da água analisadas foram: temperatura (°C), medida utilizando termômetro de bulbo, OD (oxímetro, modelo DM-4 - DIGIMED) e pH (pHmetro modelo DM-21 - DIGIMED), mensuradas *in situ*, na superfície (15 cm), meio (45 cm) e fundo (90 cm) das lagoas. Simultaneamente foi determinada a transparência da água, estimada através da profundidade de desaparecimento do disco de Secchi, sendo seu valor multiplicado por 3,0 para estimativa da zona eufótica (COLE, 1994).

No Laboratório de Controle de Qualidade da Água da Divisão de Água e Esgotos (DAG/ UFV), os parâmetros quantificados foram: DBO₅, DQO, SS, nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrato, fósforo total, alcalinidade e clorofila *a*, por métodos padronizados no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998).

O estudo da composição fitoplanctônica foi efetuado através de coletas realizadas com rede de plâncton, com abertura de malha de 20 µm. Foram feitos arrastos horizontais à subsuperfície. As amostras coletadas foram subdivididas em duas, sendo uma fixada com formol 4% e outra mantida viva para observação das características morfológicas indispensáveis à identificação taxonômica, tais como: movimento, locomoção, metabolia, forma e número de cloroplastídios e disposição dos grãos de paramido no protoplasto. Para análise taxonômica dos organismos utilizou-se microscópio Zeiss, modelo Axioskop, equipado com equipado com câmara fotográfica, contraste de fase e epifluorescência.

Os sistemas de classificação adotados foram: Round (1971) para Chlorophyceae e Zygnemaphyceae, Hoffmann *et al.* (2005) para Cyanophyceae e Bourrelly (1981, 1985) para as demais classes. Dentre os trabalhos utilizados para identificação de gêneros e espécies destacam-se: Komárek e Fott (1983), Sant'Anna (1984), Ettl e Gärtner (1988), Hegevald e Silva (1988), Nogueira (1991) e Comas (1996) para Chlorococcales; Tell e Conforti (1986), Menezes (1994), Xavier (1994) e Menezes e Bicudo (2008) para Euglenophyceae; Castro *et al.* (1991) e Menezes (1994) para Cryptophyceae; Sormus e Bicudo (1994) para Zygnemaphyceae; Komárková-Legnerová e Cronberg (1994), Azevedo e Sant'Anna (1999, 2003), Senna *et al.* (1999), Komárek e Azevedo (2000), Sant'Anna *et al.* (1989) e Werner (2002) para Cyanophyceae, Bicudo (2004) para Volvocales e Ferragut *et al.* (2005) para Scenedesmaceae.

As coletas para o estudo da densidade fitoplanctônica foram feitas próximo à tubulação de saída de cada lagoa utilizando um coletor de profundidade. As amostras

foram preservadas com lugol acético 5% e a densidade do fitoplâncton foi estimada por meio de contagens de células em câmara Sedgwick-Rafter (APHA, 1998), utilizando-se microscópio Zeiss, modelo Axioskop, com aumento de 400 vezes, em objetiva de longo alcance.

As amostras para análise do zooplâncton foram coletadas com auxílio de rede de plâncton com abertura de malha de 68µm, sendo acondicionadas em recipientes de vidro e preservadas com formol a 4%. Para a análise taxonômica e a quantificação dos organismos, utilizou-se um microscópio estereoscópico e microscópio óptico com aumento de até 1000 vezes. A análise taxonômica foi feita a nível de grandes grupos, com uso de literaturas específicas para cada grupo (Koste (1978) para Rotifera, Reid (1985) para Copepoda e Elmoor – Loureiro (1997) para Cladocera). Para a quantificação dos organismos foi utilizada cubeta de acrílico com fundo quadriculado, sendo a densidade populacional expressa em indivíduos por litro (ind L⁻¹).

Os dados foram analisados por meio de estatística descritiva. Utilizou-se o coeficiente de correlação de Pearson para verificar o grau de associação entre as variáveis analisadas. Todos os resultados foram interpretados tomando como referência 5% de nível de significância.

Para o entendimento das variações existentes no sistema, foi feita avaliação conjunta dos dados a partir da análise de componentes principais (ACP). As análises estatísticas foram realizadas com o software minitab 14.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Variáveis climáticas

O clima de Viçosa é do tipo tropical de altitude Cwa, conforme classificação climática de Köppen-Geiger, apresenta duas estações bem definidas, uma seca e fria que se estende entre os meses de abril a setembro e outra, úmida e quente concentrada entre os meses de outubro a março. A pluviosidade média anual varia de 1.300 a 1.400 mm e a temperatura média anual é de 19°C (CASTRO *et al.*, 1983).

Durante o período de estudo, a maior precipitação pluviométrica mensal registrada em Viçosa ocorreu no mês de março/2009 (273,4 mm). No entanto, nos meses de maio e julho/2009 e junho de 2010 registrou-se as menores precipitações de todo o período de estudo, sendo o valor mínimo de 0,8 mm no mês de maio/2009. Resultados semelhantes foram observados por Magalhães (2007) para a mesma região, confirmando a caracterização de dois períodos: chuva e seca.

NOGUEIRA e MATSUMURA-TUNDISI (1996), afirmaram que fatores climáticos, como precipitação e vento, exercem grande influência sobre a composição e biomassa do plâncton. No presente trabalho verificou-se correlação inversa significativa entre a precipitação e a densidade fitoplanctônica total apenas na L2.

A variação da precipitação pluviométrica mensal (mm) e da temperatura do ar (°C) no município de Viçosa entre os meses de fevereiro de 2009 e junho/2010 está apresentada (Figura 3).

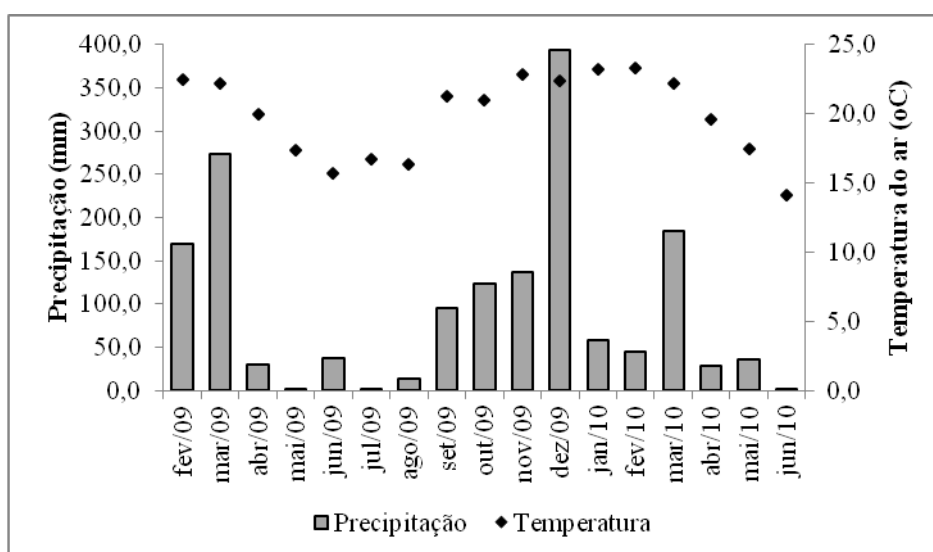


Figura 3: Variação da precipitação pluviométrica mensal (mm) e da temperatura do ar (°C) no município de Viçosa-MG entre os meses de fevereiro/2009 e junho/2010.

4.2 Variáveis físicas e químicas da água

4.2.1 Transparência da água e zona eufótica

A transparência da coluna de água medida a partir da profundidade de desaparecimento do disco de Secchi aumentou ao longo da série de lagoas, com tendência a valores crescentes da L1 em direção a L4. Em fevereiro/2009 foi observado o menor valor de desaparecimento do disco de Secchi (0,03 m em L1). Os maiores valores foram registrados na L4 em agosto/2009 (Figura 4).

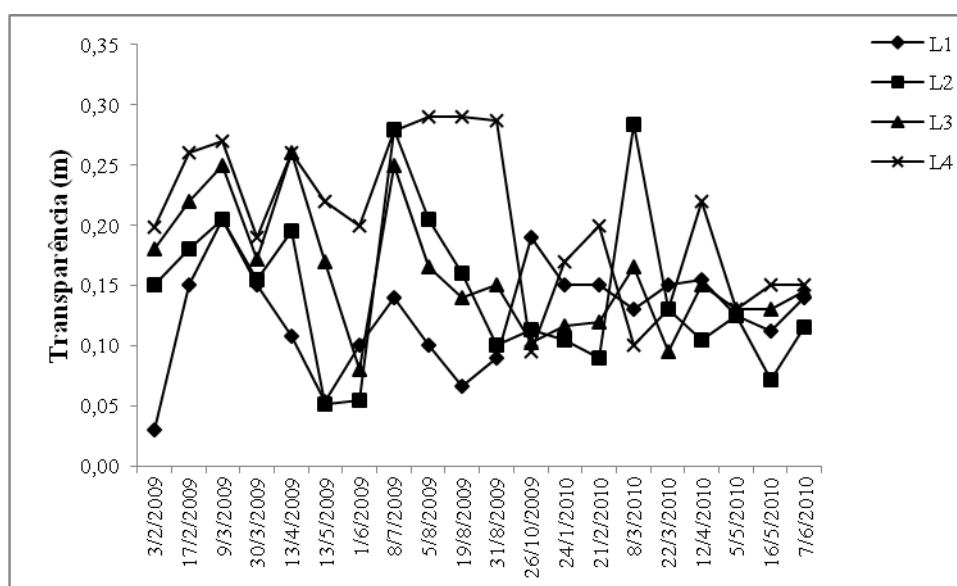


Figura 4: Variação da transparência da coluna de água nas quatro lagoas de polimento (L1, L2, L3 e L4) a partir da profundidade de desaparecimento do disco de Secchi (Fevereiro/2009 a Junho/2010).

De maneira geral, a transparência da água apresentou valores máximos na L3 e L4, no entanto, foram encontrados valores elevados na L2 nos meses de julho/2009 e março/2010 (0,28 m) (Figura 4).

Neste estudo, os baixos valores de transparência de Secchi estiveram associados a uma grande quantidade de material em suspensão no meio líquido, incluindo o fitoplâncton. Isso ficou evidenciado pela correlação negativa da transparência da água com SST nas quatro lagoas estudadas.

Quanto mais elevada à transparência, maior a penetração de luz em toda a coluna d'água e conseqüentemente maior atividade fotossintética, produzindo oxigênio e elevando o pH. A ação sinérgica de todos esses fatores acarreta em altas taxas de

decaimento de microorganismos, o que caracteriza eficiência no tratamento, o que foi observado ao longo do sistema.

Conseqüentemente a extensão da zona eufótica seguiu o mesmo padrão, com tendência a valores crescentes da L1 em direção a L4, sendo que o menor valor observado foi 0,09 m na L1 e o máximo 0,87 m na L4. As variações da extensão da zona eufótica na série de lagoas amostradas, durante o período de fevereiro/2009 e junho/2010 estão apresentados na Figura 5.

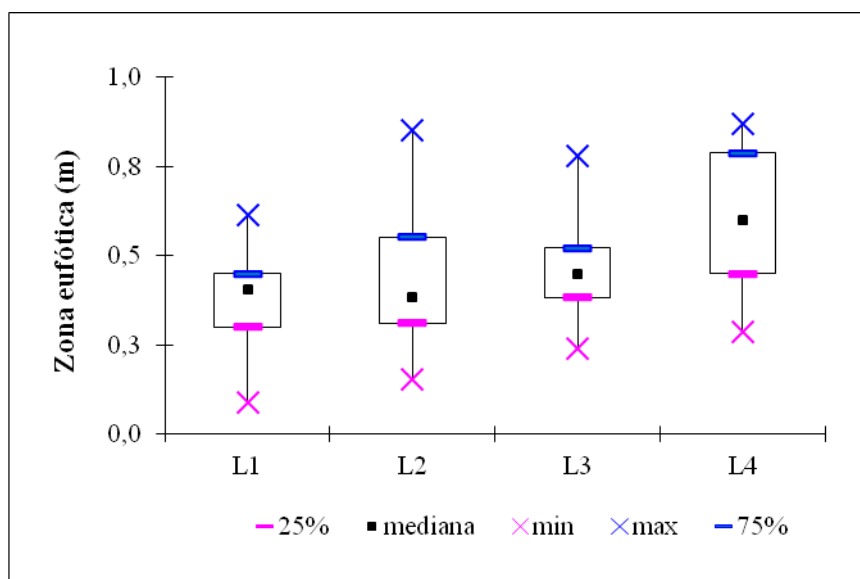


Figura 5: Variação da profundidade da zona eufótica na série de lagoas no período de fevereiro/2009 a junho/2010

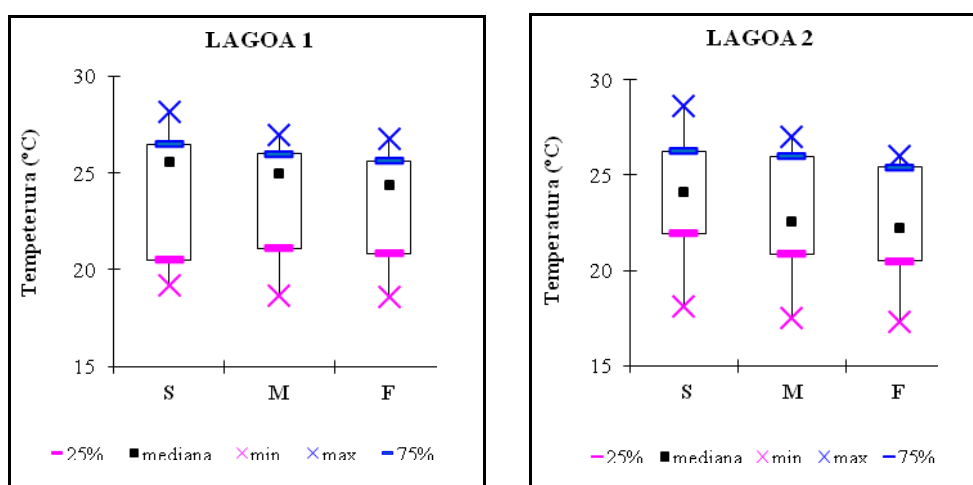
4.2.2 Temperatura, OD e pH

A Tabela 2 apresenta os valores mínimos, máximos, média e desvio padrão da temperatura da água, OD e pH na superfície (15 cm) meio (45 cm) e fundo (90 cm) das quatro lagoas estudadas.

Tabela 2: Valores mínimos, máximos, média e desvio padrão (DP) da temperatura (Temp) da superfície (S), meio (M) e fundo (F), oxigênio dissolvido (OD) e pH encontrados nas quatro lagoas no período de fevereiro/2009 a junho/2010

Variáveis	L1				L2				L3				L4			
	Mín	Máx	Méd	DP	Mín	Máx	Méd	DP	Mín	Máx	Méd	DP	Mín	Máx	Méd	DP
Temp S	19,2	28,2	24,0	3,3	18,1	28,6	23,9	3,0	18,5	28,5	24,2	3,2	18,5	29,0	24,2	3,4
Temp M	18,7	27,0	23,0	3,0	17,5	27,0	23,0	3,0	17,9	27,7	23,0	3,0	17,8	27,5	23,0	3,0
Temp F	18,6	26,8	23,3	3,0	17,3	26,0	22,7	2,9	17,6	26,9	22,7	3,0	17,5	27,0	23,0	3,1
OD S	0,4	15	7,8	4,5	2,1	18,1	10,1	3,7	1,4	15,5	9,1	3,6	2,0	21	8,8	4,3
OD M	0,4	10,0	5,0	2,0	1,2	11,0	5,0	2,0	1,3	9,8	5,0	2,0	1,3	9,8	6,0	2,0
OD F	0,0	4,0	1,4	1,3	0,5	5,0	2,6	1,2	0,8	6,0	3,0	1,5	0,3	8,3	3,8	1,9
pH S	7,0	9,1	7,73	0,7	7,2	10,2	8,5	0,8	6,4	10,2	8,8	1,0	6,3	11,0	8,3	1,4
pH M	6,9	8,5	7,4	0,4	6,9	9,1	8,0	1,0	6,4	9,4	8,0	1,0	6,3	10,1	8,0	1,0
pH F	6,5	7,9	7,1	0,4	6,6	8,2	7,14	0,4	6,30	9,2	7,4	0,8	6,0	9,7	7,5	1,0

A temperatura da água nas lagoas apresentou perfil pouco variável durante o período de estudo (Figura 6). Em linhas gerais, como esperado, observou-se maiores temperaturas nas camadas superficiais.



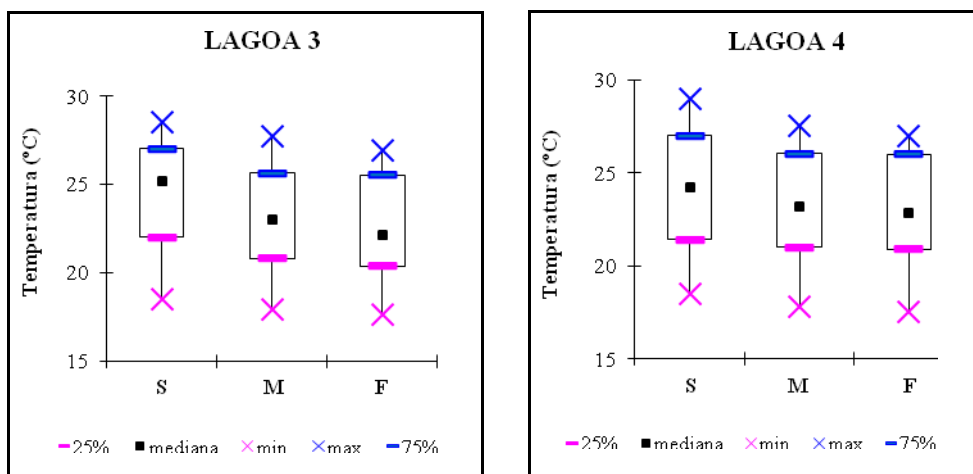


Figura 6: Variação da temperatura ao longo da profundidade na série de lagoas no período de fevereiro/2009 a junho/2010.

A meia profundidade (45 cm), a mínima registrada foi de 17,5°C na L2 e a máxima 27,7°C na L1 (Figura 7). Considerando as flutuações temporais da temperatura da água foi observada uma tendência nítida de aumento e diminuição dos valores em função das épocas climáticas de seca e de chuva quando o município está submetido às variações de precipitações pluviométricas.

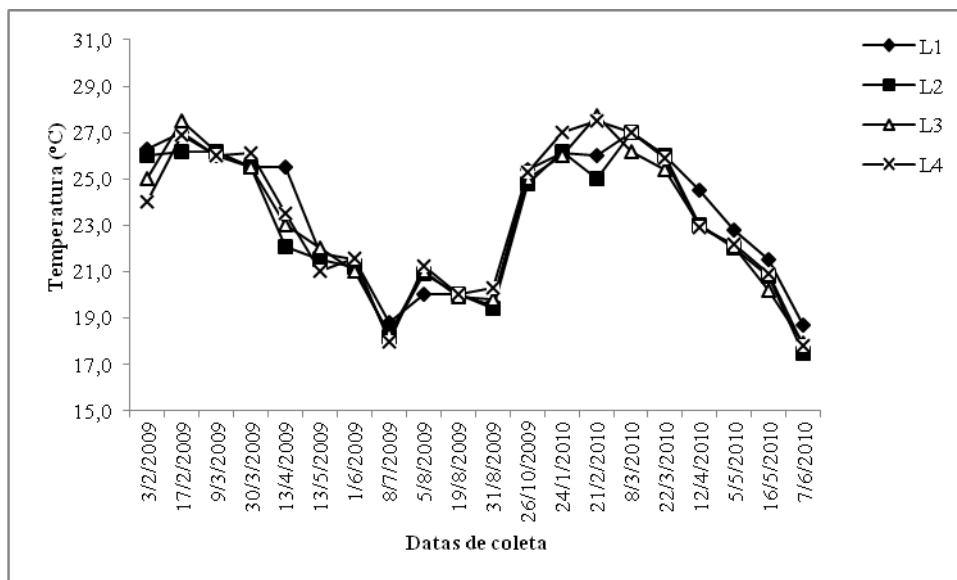


Figura 7: Variações de temperatura da água na série de lagoas à meia profundidade no período de fevereiro/2009 e junho/2010.

Em geral, as maiores concentrações de oxigênio dissolvido foram encontradas na superfície das lagoas. Os perfis verticais de OD evidenciaram a ocorrência de concentrações decrescentes em relação à profundidade (Figura 8).

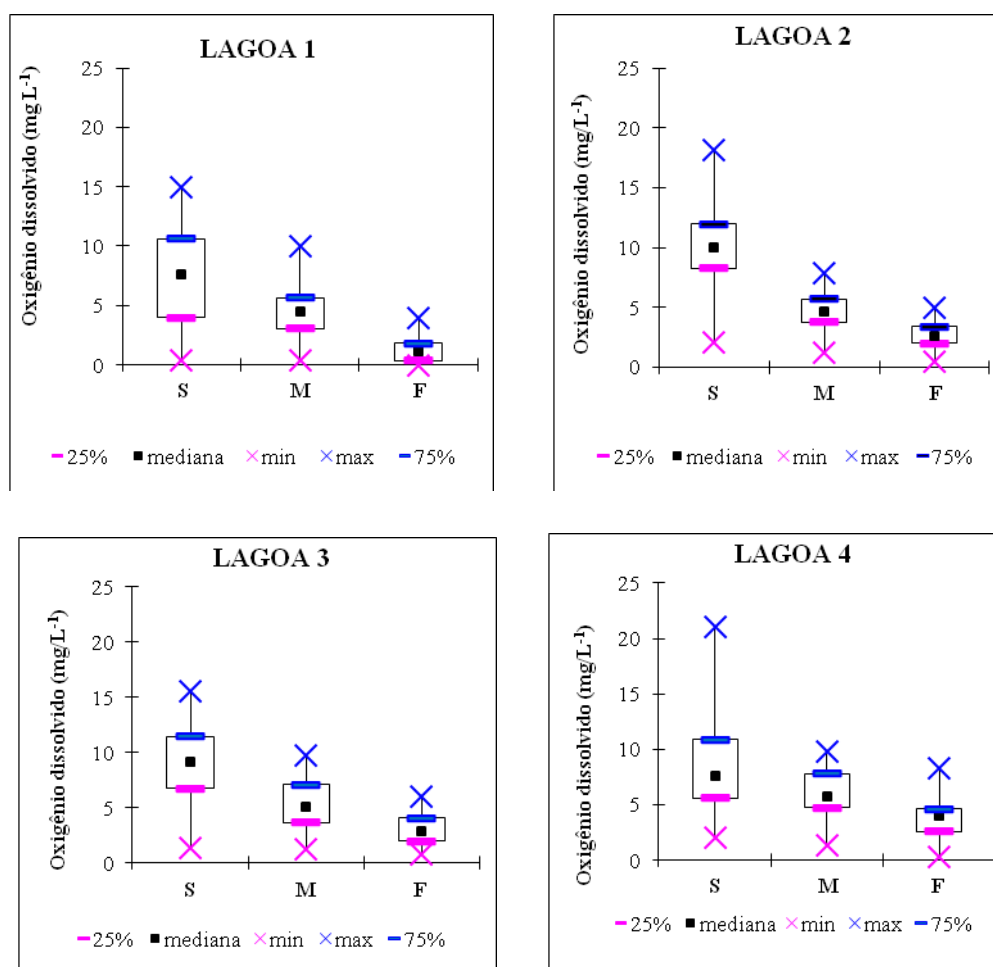


Figura 8: Variação de OD (mg L⁻¹) ao longo da profundidade na série de lagoas no período de fevereiro/2009 e junho/2010.

No fundo das lagoas, a concentração de OD variou de zero na L1 a 8,3 mg L⁻¹ na L4. Na superfície, a variação foi de 0,4 mg L⁻¹ na L1 (outubro/2009) a 18,1 mg L⁻¹ na L2 (fevereiro/2009). Corroborando com esses resultados, RIOS (2007) em estudo realizado nesse mesmo sistema de lagoas, observou em geral, um padrão de variação de OD, com tendência de aumento à medida que se avança na série de lagoas e com variações mais acentuadas na superfície, que segundo o autor, são decorrentes do balanço entre a atividade de fotossíntese e respiração (bacteriana e algal), típicas das horas do dia e da noite e ao longo da profundidade das lagoas.

A meia profundidade, o OD variou de zero na L1 a 8,3 mg L⁻¹ na L4 no mês de agosto/2009 (Figura 9).

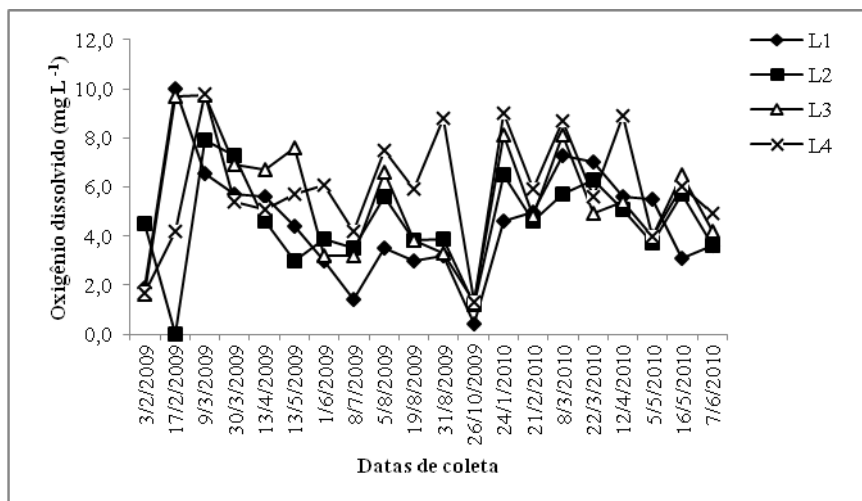
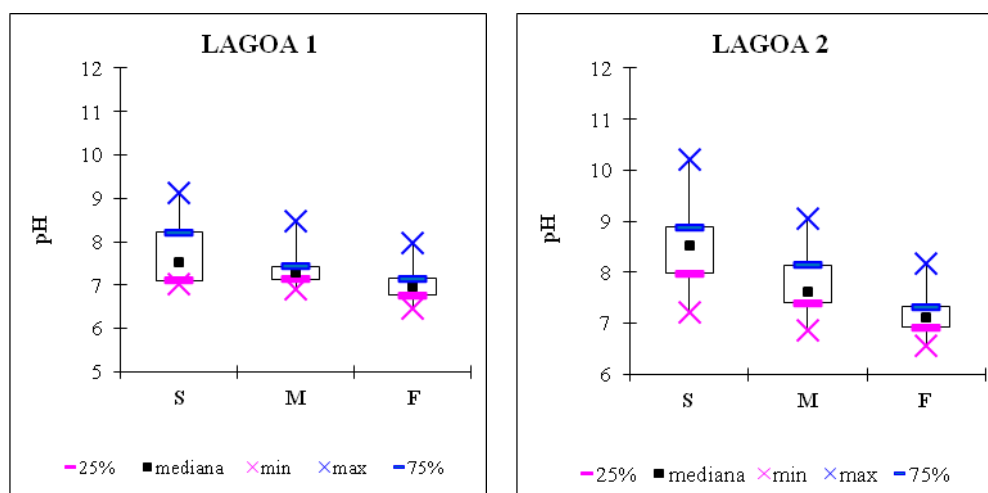


Figura 9: Variações de OD (mg L^{-1}) na série de lagoas, à meia profundidade, no período de fevereiro/2009 e junho/2010.

A Figura 10 mostra as variações de pH no perfil de profundidade das lagoas ao longo do período estudado. Em linhas gerais, observa-se um padrão de variação de pH com redução da superfície em direção ao fundo das lagoas e tendência geral de aumento à medida que se avança na série de lagoas.



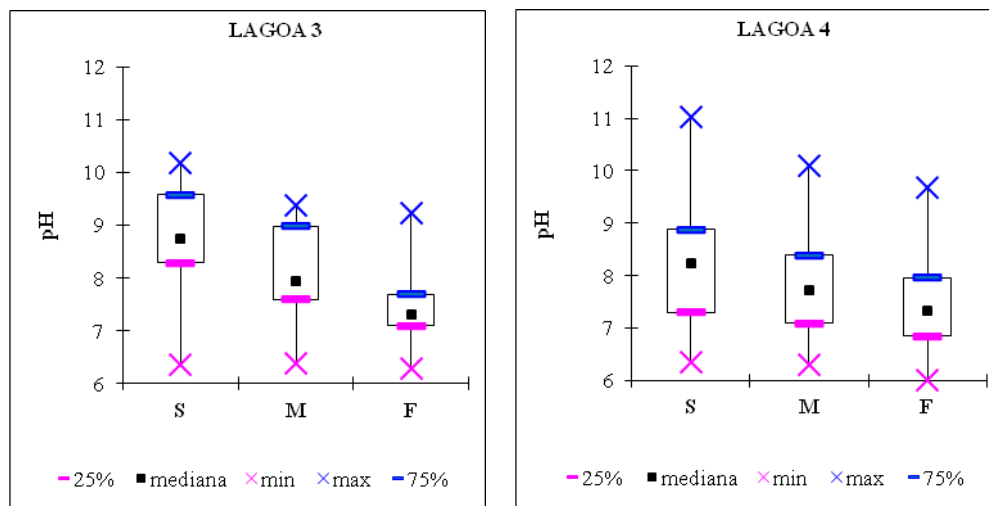


Figura 10: Variação do pH ao longo da profundidade na série de lagoas no período de fevereiro/2009 e junho/2010

Os resultados evidenciaram uma condição alcalina na coluna d'água, com tendência a uma leve acidificação no fundo. Os valores máximos de pH foram encontrados na superfície da L3 e L4. Os perfis verticais de pH nas quatro lagoas de polimento estão apresentados na Figura 10.

De maneira geral, observa-se um padrão de variação de pH similar ao de OD, com tendência de aumento à medida que se avança na série de lagoas. O menor valor de pH registrado à meia profundidade foi 6,3 na L4 em fevereiro/2009 e o maior valor foi 10,1 na L4 em março/2010 (Figura 11).

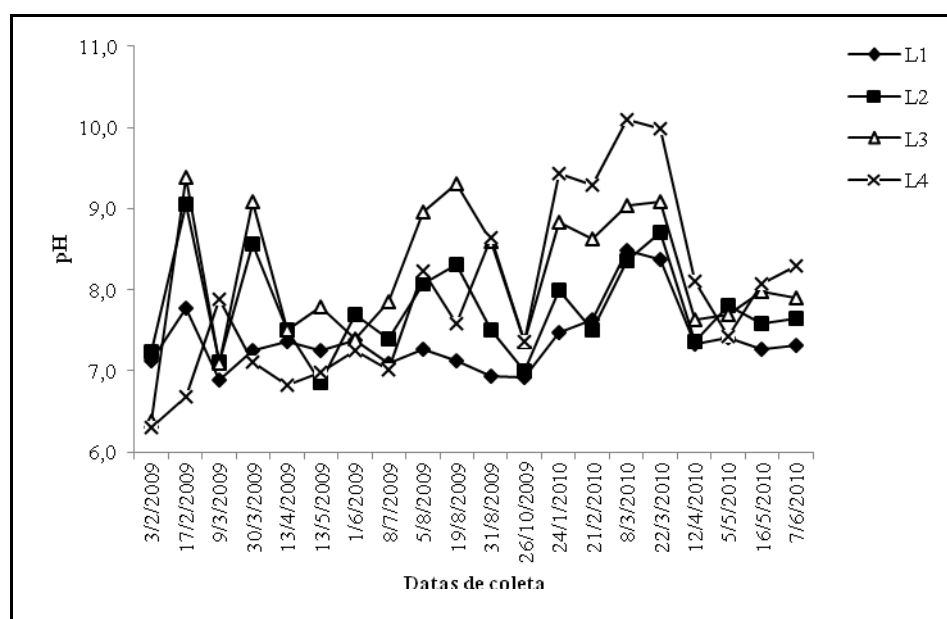


Figura 11: Variações do pH na série de lagoas à meia profundidade no período de fevereiro/2009 e junho/2010.

Nas lagoas de estabilização, a fotossíntese realizada pelas microalgas contribui para a elevação do pH, que pode atingir valores superiores a 9,0 quando há elevada atividade fotossintética (von Sperling, 1996). Verifica-se que os valores de pH na L4 na superfície e a meia profundidade só atingiram valores superiores a 9,0 nas amostragens de janeiro, fevereiro e março/2010, que coincidiram com maiores valores de OD. Nas demais amostragens os valores de pH estiveram abaixo de 9,0.

Devido à elevada densidade algal nas lagoas de polimento, o aumento do pH pode significar que a taxa de fotossíntese está sendo maior do que a de decomposição. De acordo com König (1990), a elevada atividade fotossintética realizada pelas microalgas pode remover CO₂ do meio mais rapidamente que sua reposição pela atividade bacteriana, levando a um aumento dos valores de pH.

4.2.3 Alcalinidade

Em geral, observa-se um decréscimo de alcalinidade ao longo do processo de tratamento (Figura 12).

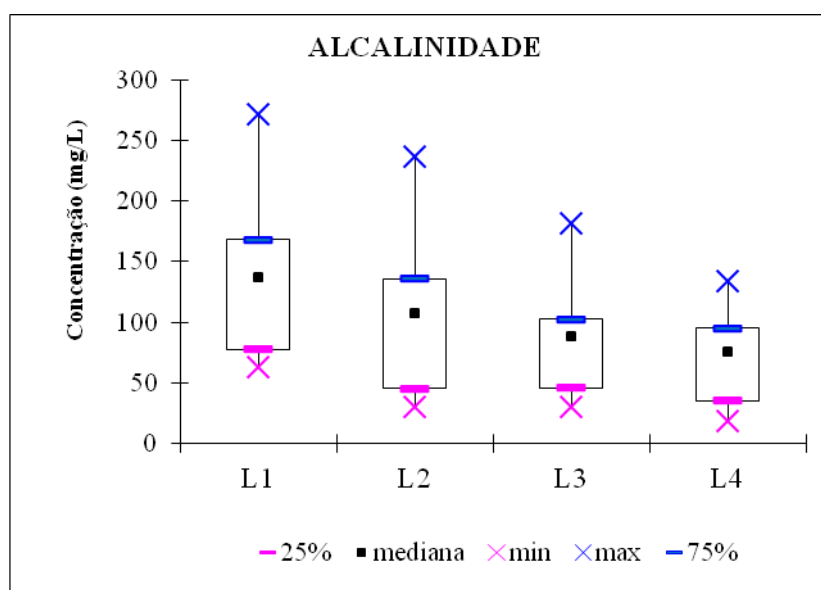


Figura 12: Variação da alcalinidade ao longo da série lagoas no período de fevereiro/2009 e junho/2010

O valor máximo de alcalinidade foi registrado na L1 (272,2 mg L⁻¹) em outubro/2009 e o mínimo na L4 (18,0 mg L⁻¹) no mês de fevereiro/2009 (Figura 13).

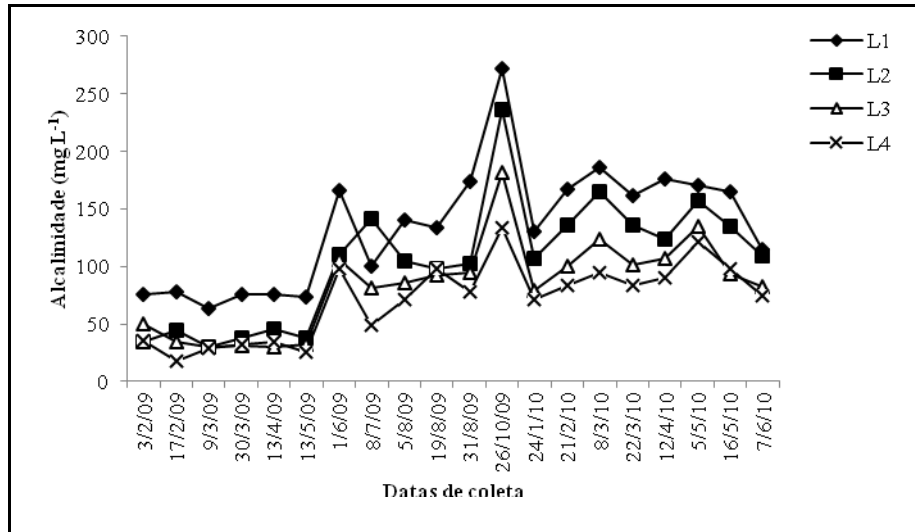


Figura 13: Variações da alcalinidade (mg L⁻¹) na série de lagoas no período de fevereiro/2009 a junho/2010

Os valores máximos, mínimos, média, variância e desvio padrão dos valores de alcalinidade (mg L⁻¹), nas quatro lagoas de polimento, no período fevereiro/2009 a junho/2010 estão apresentados na Tabela 3.

Tabela 3: Valores máximos, mínimos, média, variância e desvio padrão dos valores de alcalinidade (mg L⁻¹) encontrados nas quatro lagoas de polimento

Valores	Lagoas			
	L1	L2	L3	L4
Mínimo	63,0	30,0	30,0	18,0
Máximo	272,2	236,6	182,2	134,0
Média Aritmética	135,0	105,0	84,0	71,0
Desvio Padrão	53	54	40	34

n=20

Em lagoas de tratamento de águas residuárias se desenvolvem vários processos que afetam a alcalinidade e/ou a acidez e, portanto, indiretamente o valor do pH. De acordo com CAVALCANTI *et al.* (2001), os mais importantes são:

- remoção biológica de CO₂, quando o consumo fotossintético predomina sobre a produção pelas bactérias ou pela dessorção para a atmosfera;
- dessorção de NH₃, o que é equivalente à adição de um ácido forte.

Usando-se as definições de alcalinidade e acidez, calcula-se que, estequiometricamente, a remoção de CO_2 não afeta a alcalinidade, porém reduz a acidez em 2 meq/mmol e provoca uma elevação de pH. A remoção de NH_3 representa uma redução de 1 meq/mmol da alcalinidade e um aumento de 1 meq/mmol da acidez, levando a redução de pH. No estudo realizado por Rios (2007) em lagoas de polimento, a redução da alcalinidade foi associada a elevada remoção de amônia ao longo da série de lagoas.

Os valores elevados de alcalinidade na série de lagoas em outubro/2009 (Figura 13) podem estar relacionados com a precipitação que ocorreu nesse mês (123,5 mm) pois com as chuvas, a matéria orgânica é carregada elevando a concentração iônica.

4.2.4 Sólidos Suspensos Totais (SST)

Sólidos suspensos e microalgas podem provocar conseqüências indesejáveis no corpo receptor, como o aumento da DBO_5 . Caso o efluente seja usado para a irrigação, concentrações excessivas de sólidos suspensos e microalgas podem afetar a porosidade do solo (LUDUVICE *et al.*, 2001). De modo geral, observa-se uma tendência de aumento na concentração de SST de L1 e direção a L2 e redução nas L3 e L4. (Figura 14).

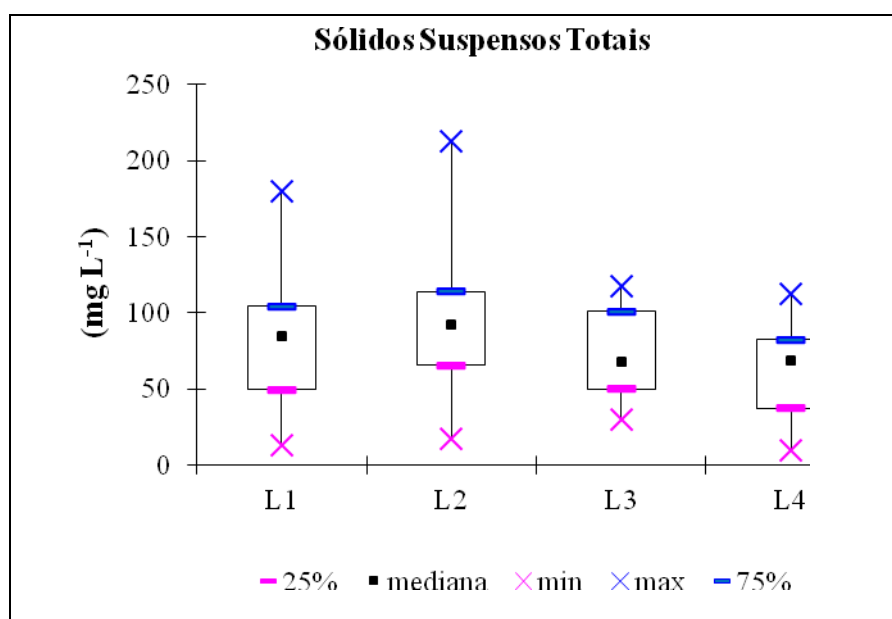


Figura 14: Variações dos sólidos suspensos totais (mg L^{-1}) na série de lagoas no período de fevereiro/2009 a junho/2010

Observou-se um padrão de variação semelhante ao da clorofila *a*, confirmando a influência das microalgas na variação da concentração de SST. Conforme Mara (1996), os sólidos em suspensão encontrados em lagoas facultativas são em torno de 60 a 90% constituídos de microalgas.

A Figura 15 apresenta as variações das concentrações de sólidos suspensos totais ao longo da série de lagoas no período de fevereiro/2009 a junho/2010

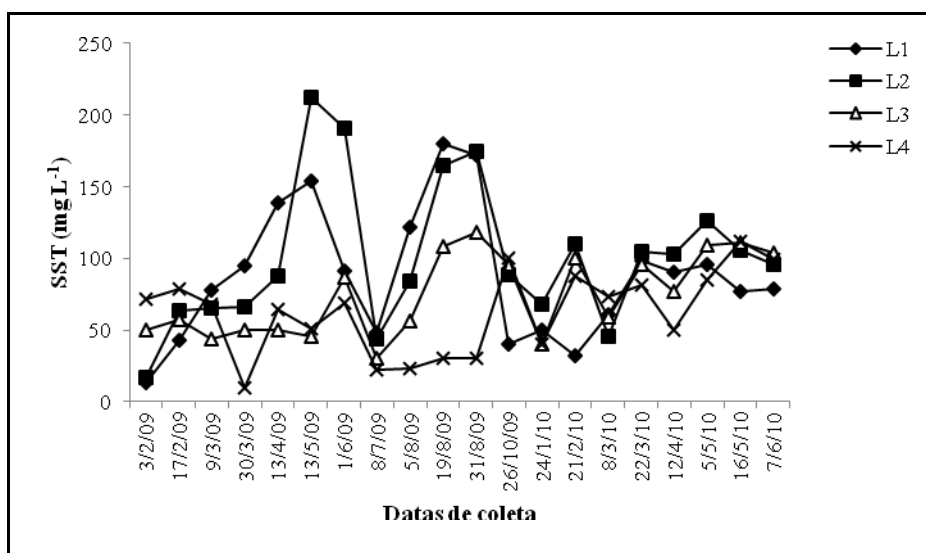


Figura 15: Variações dos SST (mg L^{-1}) na série de lagoas no período de estudo

A maior concentração de SST ocorreu na L2 (213 mg L^{-1}) no mês de maio/2009 e a menor concentração foi de 10 mg L^{-1} na L4 em março/2009.

Os valores máximos, mínimos, média e desvio padrão dos valores de SST (mg L^{-1}) encontrados nas quatro lagoas de polimento estão apresentados na Tabela 4.

Tabela 4: Valores máximos, mínimos, média e desvio padrão dos valores de SST (mg L^{-1}) encontrados nas quatro lagoas de polimento

	L1	L2	L3	L4
Mínimo	13,0	17,0	30,0	10,0
Máximo	180,0	212,5	118,0	112,3
Média Aritmética	88,0	101,0	74,0	62,0
Desvio Padrão	46	51	29	29

n=20

4.2.5 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅)

Os maiores valores DBO₅ foram registrados na L1 e L2 com redução gradual em direção a L3 e L4 (Figura 16).

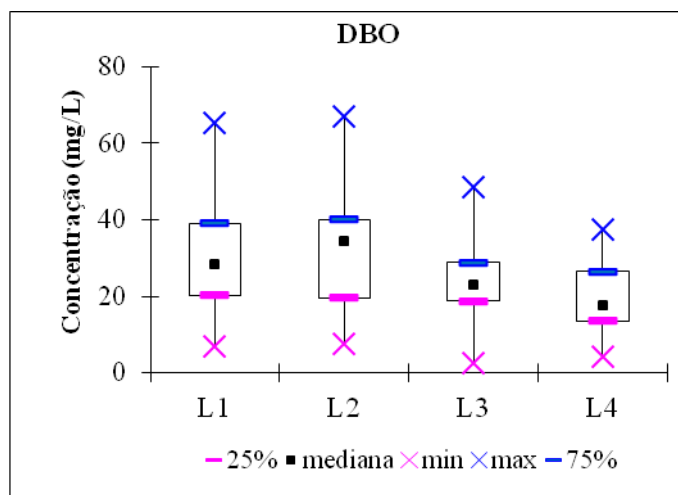


Figura 16: Variações da DBO₅ (mg L⁻¹) na série de lagoas no período de fevereiro/2009 a junho/2010

A DBO é considerada uma das variáveis mais importantes para se avaliar a eficiência do tratamento de esgoto doméstico; suas análises, junto com as de DQO e de sólidos suspensos, são as mais frequentemente realizadas nas ETEs para acompanhar a eficiência do sistema (GRANADO, 2004). Durante quase todo o período de estudo, foram encontrados valores de DBO₅ abaixo dos relatados na literatura. Os valores mais elevados de DBO₅ foram registrados em agosto/2009 na L1 (65,25 mg L⁻¹) e em maio/2010 na L2 (66,9 mg L⁻¹). O menor valor registrado foi de 2,5 mg L⁻¹ encontrado na L3 em abril/2009 (Figura 17).

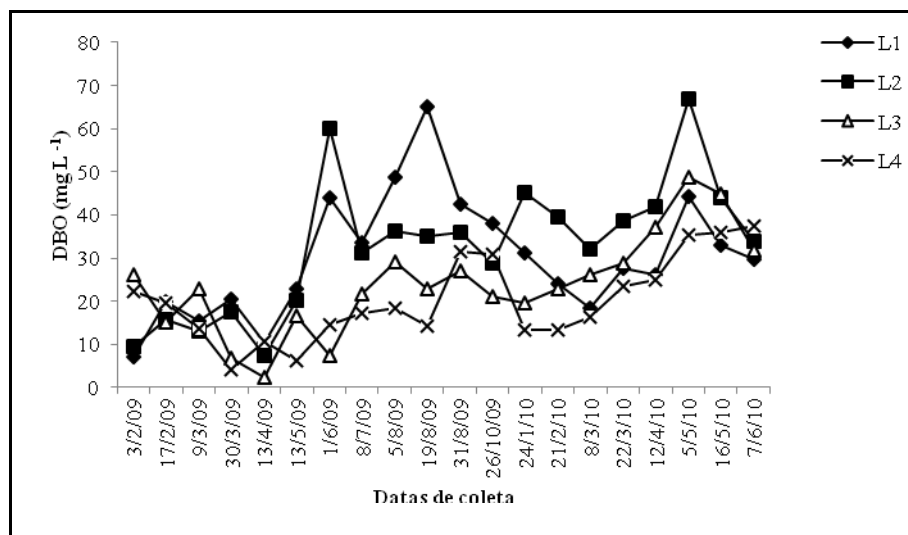


Figura 17: Variações da DBO₅ (mg L⁻¹) na série de lagoas no período de fevereiro/2009 a junho/2010

Silva & Mendonça (2003) em três lagoas facultativas primárias operando em escala real com diferentes condições operacionais, encontrou os seguintes valores de DBO₅: 45,0 mg L⁻¹, 49,0 mg L⁻¹ e 36 mg L⁻¹. Cruz (2005) num sistema de lagoas de polimento operando com vazão média de 0,1 L s⁻¹, e o TDH igual à 5 dias, encontrou o valor de 82,0 mg L⁻¹. Já Granado (2004), avaliando um sistema australiano de lagoas, encontrou oscilações significativas nos valores de DBO₅, com médias de 277,5 mg L⁻¹ no outono e 132,0 mg L⁻¹ no inverno.

Os valores máximos, mínimos, média e desvio padrão dos valores de DBO (mg L⁻¹) encontrados nas quatro lagoas de polimento estão apresentados na Tabela 5.

Tabela 5: Valores máximos, mínimos, média e desvio padrão da concentração de DBO (mg L⁻¹) encontrados nas quatro lagoas de polimento

	L1	L2	L3	L4
Mínimo	7,0	7,5	2,5	4,1
Máximo	65,3	66,9	48,6	37,5
Média Aritmética	30,0	33,0	24,0	20,0
Desvio Padrão	14	16	12	10

n=20

4.2.6 Demanda química de oxigênio (DQO)

Os valores de DQO normalmente são maiores que os da DBO₅, devido à oxidação química decompor matéria orgânica não-biodegradável. O valor da DQO

total é uma indicação direta do teor de matéria orgânica. Portanto, é de se esperar que este seja mais elevado na L1, devido, principalmente, à elevada concentração de matéria orgânica.

Os maiores valores de DQO foram registrados na L1 e L2 com redução gradual em direção a L3 e L4 (Figura 18).

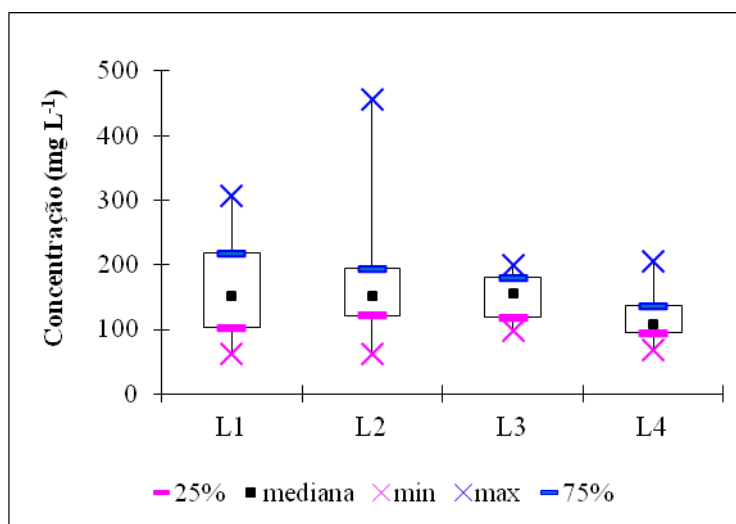


Figura 18: Variações da DQO (mg L^{-1}) na série de lagoas no período de fevereiro/2009 a junho/2010

O maior valor de DQO (mg L^{-1}) registrado foi 455 mg L^{-1} em maio/2009 na L2 e o menor valor foi 63 mg L^{-1} encontrados nas L1 e L2 em março/2010 (Figura 19).

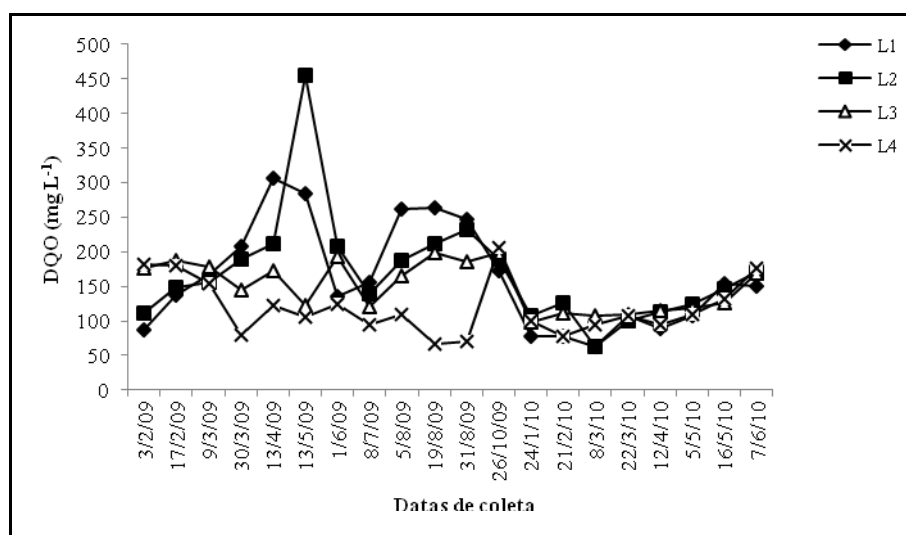


Figura 19: Variações da DQO (mg L^{-1}) na série de lagoas no período de fevereiro/2009 a junho/2010

Os valores máximos, mínimos, média e desvio padrão dos valores de DQO (mg L^{-1}) encontrados nas quatro lagoas de polimento estão apresentados na Tabela 6.

Tabela 6: Valores máximos, mínimos, média e desvio padrão dos valores de DQO (mg L^{-1}) encontrados nas quatro lagoas de polimento

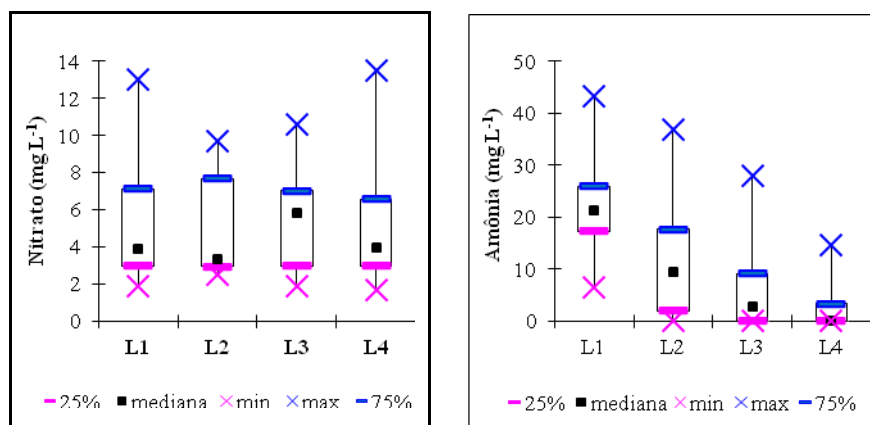
	L1	L2	L3	L4
Mínimo	63,0	63,0	98,0	67,5
Máximo	306,7	455,0	198,8	206,3
Média Aritmética	163,0	169,0	150,0	120,0
Desvio Padrão	75	81	36	40

n=20

4.2.3 Compostos nitrogenados

A disponibilidade de nutrientes não pode ser considerada fator limitante para o crescimento do fitoplâncton em lagoas de estabilização, pois nestes ambientes suas concentrações tendem a ser bastante elevadas especialmente as de nitrogênio e fósforo que são essenciais para essa comunidade; sendo a relação N/P fator considerado relevante nos estudos de ecologia de espécies fitoplanctônicas (GRANADO, 2004).

A variação da concentração dos compostos nitrogenados (nitrato, amônia, nitrogênio orgânico e nitrogênio total na série de lagoas, está representada na Figura 20.



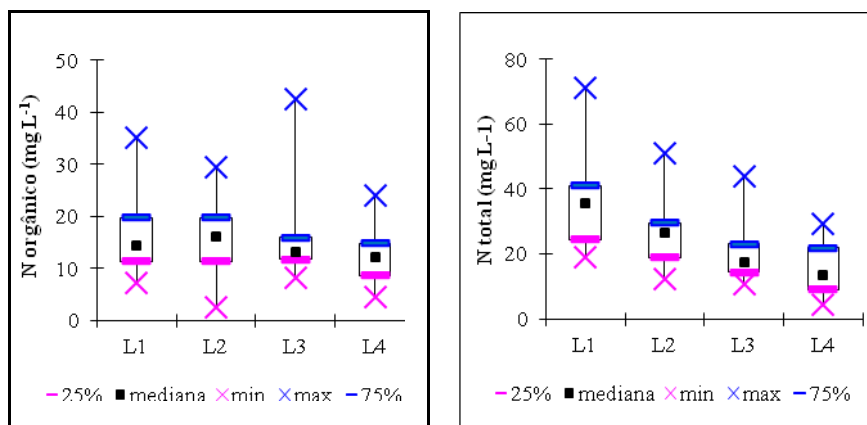


Figura 20: Variação da concentração de nitrato, amônia, nitrogênio orgânico e nitrogênio total (mg L^{-1}) na série de lagoas no período de fevereiro/2009 a junho/2010

De forma geral, houve um decréscimo gradual de concentração de compostos nitrogenados ao longo da série de lagoas durante o período de estudo. Especificamente em relação ao nitrato, a concentração variou de $1,7 \text{ mg L}^{-1}$ (março/2009) a $13,5 \text{ mg L}^{-1}$ (janeiro/2010) na L4 (Figura 21).

De acordo com ESTEVES (1988) em episódios de floração de microalgas e cianobactérias, o nitrato torna-se a principal fonte de nitrogênio assimilado pelas células, pois a amônia é rapidamente utilizada, além de ocorrer naturalmente em baixas concentrações no epilimnio, e geralmente originado da excreção de organismos.

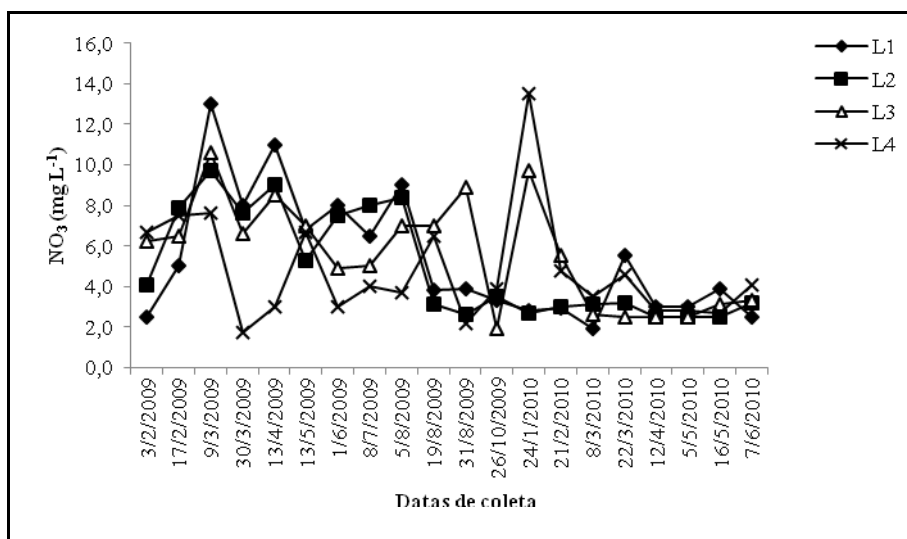


Figura 21: Variações de nitrato (mg L^{-1}) na série de lagoas no período de fevereiro/2009 a junho/2010.

Os valores máximos, mínimos, média e desvio padrão dos valores de nitrato (mg L^{-1}) encontrados nas quatro lagoas de polimento estão apresentados na Tabela 7.

Tabela 7: Valores máximos, mínimos, média e desvio padrão dos valores de nitrato (mg L^{-1}) encontrados nas quatro lagoas de polimento

	L1	L2	L3	L4
Mínimo	1,9	2,5	1,9	1,7
Máximo	13,0	9,7	10,6	13,5
Média Aritmética	5,0	5,0	6,0	5,0
Desvio Padrão	3	3	3	3

n=20

Dentre os principais mecanismos de remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização, o mais importante é o de volatilização da amônia. A amônia livre (NH_3) é passível de volatilização, ao passo que a amônia ionizada (NH_4^+) não pode ser removida por volatilização. No pH próximo a 9,5, aproximadamente 50% da amônia está na forma de NH_3 (Von Sperling, 1996).

Houve um decréscimo na concentração de nitrogênio amoniacal ao longo da série de lagoas. Nos meses de fevereiro a maio/2009 não foi detectado nitrogênio amoniacal nas L2, L3 e L4 (Figura 22).

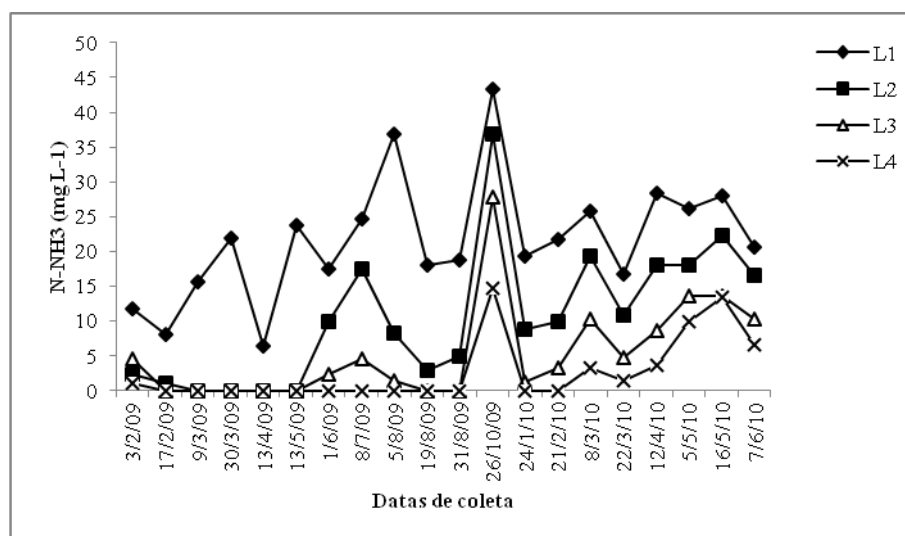


Figura 22: Variações de nitrogênio amoniacal (mg L^{-1}) na série de lagoas no período de fevereiro de 2009 a junho de 2010

O maior valor foi registrado na L1, em outubro/2009 ($43,4 \text{ mg L}^{-1}$). Os valores de amônia encontrados nas lagoas foram semelhantes a outras lagoas facultativas primárias em escala real. Ceballos *et al.* (1997) registrou valores médios de 34 mg L^{-1}

de amônia no efluente final de lagoas de estabilização e Cruz (2005) encontrou valores variando de 11,9 mg L⁻¹ na superfície a 41,3 mg L⁻¹ no fundo.

A remoção média de nitrogênio amoniacal na série de lagoas durante o período de estudo apresentou eficiência de 86%. Os valores máximos, mínimos, média e desvio padrão dos valores de nitrogênio amoniacal (mg L⁻¹) encontrados nas quatro lagoas de polimento estão apresentados na Tabela 8.

Tabela 8: Valores máximos, mínimos, média e desvio padrão dos valores de nitrogênio amoniacal (mg L⁻¹) encontrados nas quatro lagoas de polimento

	L1	L2	L3	L4
Mínimo	6,4	0,0	0,0	0,0
Máximo	43,4	36,9	27,9	14,7
Média Aritmética	22,0	10,0	5,0	3,0
Desvio Padrão	9	10	7	5

n=20

O nitrogênio orgânico particulado poderá ser sedimentado junto ao fundo da lagoa ou hidrolisado a nitrogênio orgânico solúvel e, este, mineralizado a amônia. Outra via de sedimentação de nitrogênio orgânico seria a floculação espontânea e a sedimentação de microalgas (CAVALCANTI *et al.*, 2001). De acordo com Arceivala (1981), o material celular das microalgas é composto de 6 a 12% de nitrogênio em peso seco e von Sperling (2002) estima que o percentual de retirada de nitrogênio através da perda de biomassa algal com o efluente situa-se entre 10 e 20%.

A concentração de nitrogênio orgânico variou ao longo do período de estudo. O maior valor registrado foi 42,56 mg L⁻¹ na L3 em março/2009 e o menor valor foi 2,6 mg L⁻¹ registrado na L2 em junho/2010 (Figura 23). A média de remoção de nitrogênio orgânico na série de lagoas durante o período de estudo apresentou-se pouco eficiente (24 %).

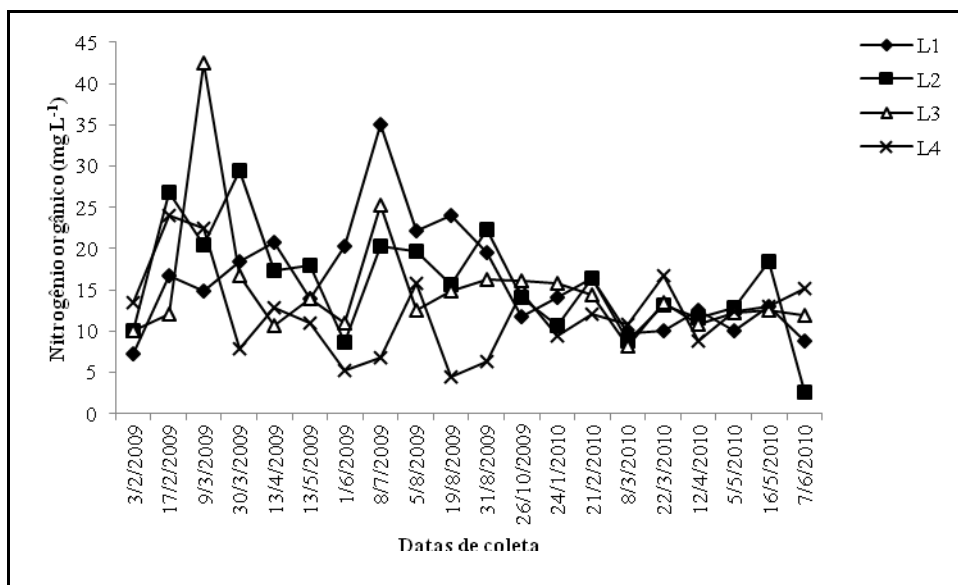


Figura 23: Variações de nitrogênio orgânico (mg L^{-1}) na série de lagoas no período de fevereiro/2009 a junho/2010

Os valores máximos, mínimos, média e desvio padrão dos valores de nitrogênio orgânico (mg L^{-1}) encontrados nas quatro lagoas de polimento estão apresentados na Tabela 9.

Tabela 9: Valores máximos, mínimos, média e desvio padrão dos valores de nitrogênio orgânico (mg L^{-1}) encontrados nas quatro lagoas de polimento

	L1	L2	L3	L4
Mínimo	7,3	2,6	8,2	4,4
Máximo	35,0	29,4	42,6	24,1
Média Aritmética	16,0	16,0	15,0	12,0
Desvio Padrão	7	6	7	5

n=20

Com relação às concentrações de nitrogênio total houve decréscimo gradual ao longo da série de lagoas. O maior valor registrado foi $71,3 \text{ mg L}^{-1}$ na L1 em julho/2009 e o mínimo foi $4,4 \text{ mg L}^{-1}$ encontrado na L4 em agosto/2009 (Figura 24).

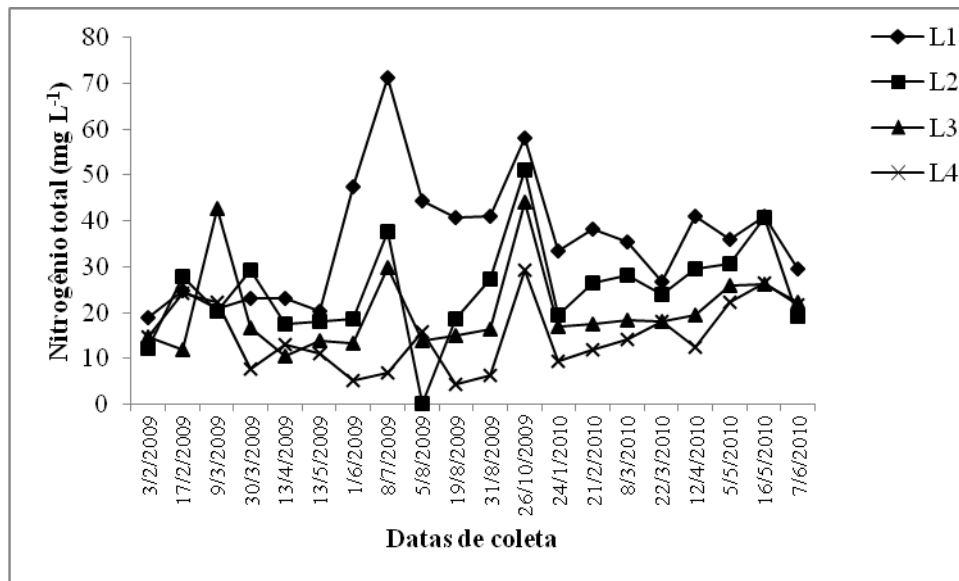


Figura 24: Variações de nitrogênio total (mg L^{-1}) na série de lagoas no período de fevereiro/2009 a junho/2010

Chiatti e von Sperling (2004) avaliaram o desempenho de lagoas de polimento com diferentes profundidades (0,4 e 0,8m), TDH (5,7 e 12,5 dias) e número de lagoas operando em série (2 a 4 lagoas) na remoção de nitrogênio. Foi observado que a série de lagoas com profundidade de 0,4m (TDH = 5,74 dias) apresentou uma eficiência maior de remoção de nitrogênio total (68%), enquanto as lagoas em série com 0,8m (TDH = 12,48), removeu em média 59% do nitrogênio total. No presente estudo, o sistema de lagoas removeu em média 58,3 % do nitrogênio total.

Os valores máximos, mínimos, média e desvio padrão dos valores de nitrogênio total (mg L^{-1}) encontrados nas quatro lagoas de polimento estão apresentados na Tabela 10.

Tabela 10: Valores máximos, mínimos, média e desvio padrão dos valores de nitrogênio total (mg L^{-1}) encontrados nas quatro lagoas de polimento

	L1	L2	L3	L4
Mínimo	19,0	12,3	10,6	4,4
Máximo	71,3	51,0	44,0	29,3
Média Aritmética	36	26	20	15
Desvio Padrão	13	11	9	7

n=20

4.2.4 Fósforo total e ortofosfato

Em relação à concentração de fósforo total e ortofosfato (mg L^{-1}), a Figura 25 mostra a variação nas quatro lagoas ao longo do período de estudo.

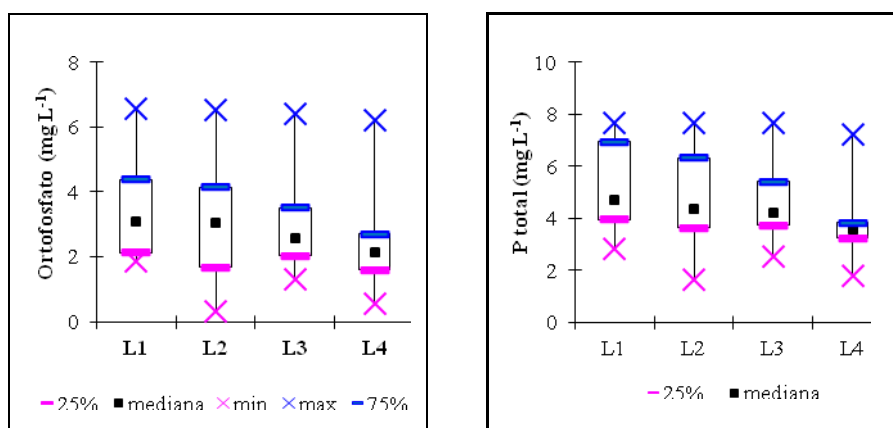


Figura 25: Variação da concentração de ortofosfato (mg L^{-1}) e fósforo total (mg L^{-1}) ao longo da série de lagoas durante o período de fevereiro/2009 a junho/2010.

Silva *et al.* (1995), no estudo realizado em lagoas de polimento em escala piloto registrou incrementos de P-total e ortofosfatos solúveis desde a 'não-remoção' (fosfatos) até 25 - 60%, sendo as maiores eficiências registradas em séries mais longas (TDH) de lagoas mais rasas e as piores coincidentes com as mais elevadas cargas orgânicas. No presente estudo verificou-se uma média de 33 % de remoção de ortofosfato. O maior valor registrado foi na L1 ($6,6 \text{ mg L}^{-1}$) em julho/2009 e o menor valor foi encontrado na L2 ($0,3 \text{ mg L}^{-1}$) em maio/2010 Figura 26.

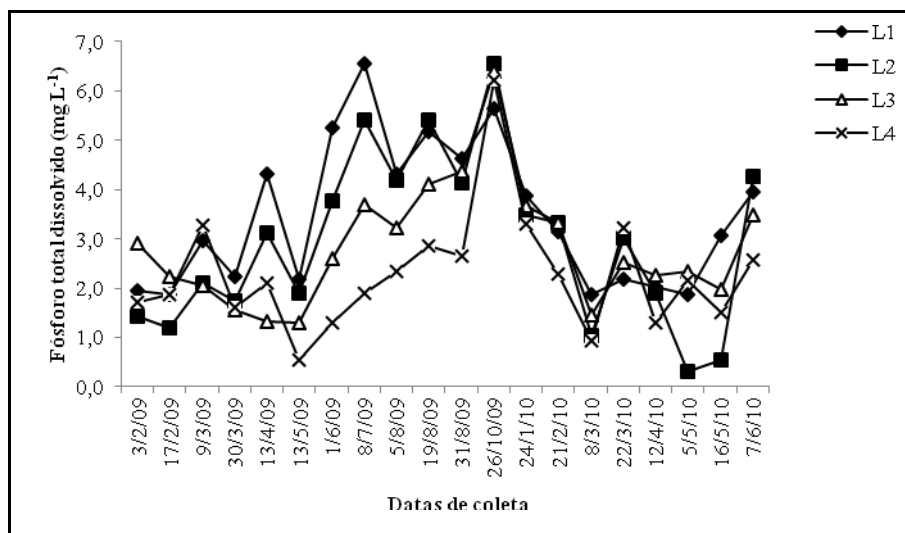


Figura 26: Variações de fósforo total dissolvido (mg L^{-1}) na série de lagoas no período de fevereiro/2009 a junho/2010.

Os valores máximos, mínimos, média e desvio padrão dos valores de ortofosfato (mg L^{-1}) encontrados nas quatro lagoas de polimento estão apresentados na Tabela 11.

Tabela 11: Valores máximos, mínimos, média e desvio padrão dos valores de fósforo total dissolvido (mg L^{-1}) encontrados nas quatro lagoas de polimento

	L1	L2	L3	L4
Mínimo	1,9	0,3	1,3	0,5
Máximo	6,6	6,5	6,4	6,2
Média Aritmética	3,0	3,0	3,0	2,0
Desvio Padrão	1	2	1	1

n=20

Para o fósforo total o valor máximo encontrado foi de $7,68 \text{ mg L}^{-1}$, registrado na L1 (agosto/2009). E as menores concentrações foram encontradas na L2 ($1,6 \text{ mg L}^{-1}$) no mês de março/2010 e na L4 ($1,8 \text{ mg L}^{-1}$) no mês de maio/2009 (Figura 27).

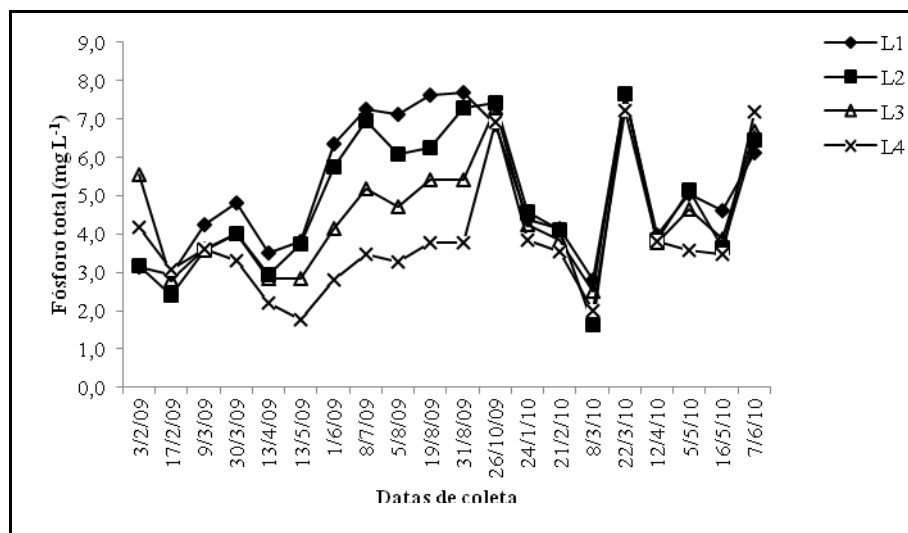


Figura 27: Variações de fósforo total (mg L^{-1}) na série de lagoas no período de fevereiro/2009 a junho/2010

Cavalcanti *et al.* (2001), estudando lagoas de polimento em Campina Grande - PB, observaram que remoções de fósforo mais elevadas (60 a 80%) somente são alcançadas em lagoas rasas ($h \leq 0,65$ m), e com valores de pH de no mínimo 9.

Os valores máximos, mínimos, média e desvio padrão dos valores de fósforo total (mg L^{-1}) encontrados nas quatro lagoas de polimento estão apresentados na Tabela 12.

Tabela 12: Valores máximos, mínimos, média e desvio padrão dos valores de fósforo total (mg L^{-1}) encontrados nas quatro lagoas de polimento

	L1	L2	L3	L4
Mínimo	2,8	1,6	2,5	1,8
Máximo	7,7	7,7	7,6	7,2
Média Aritmética	5	5	5	4
Desvio Padrão	2	2	1	2

n=20

4.3 Resultados estatísticos da Análise de componentes principais (ACP)

A Figura 28 apresenta biplot da ACP com ordenação das unidades amostrais no tempo e no espaço em função das variáveis abióticas analisadas.

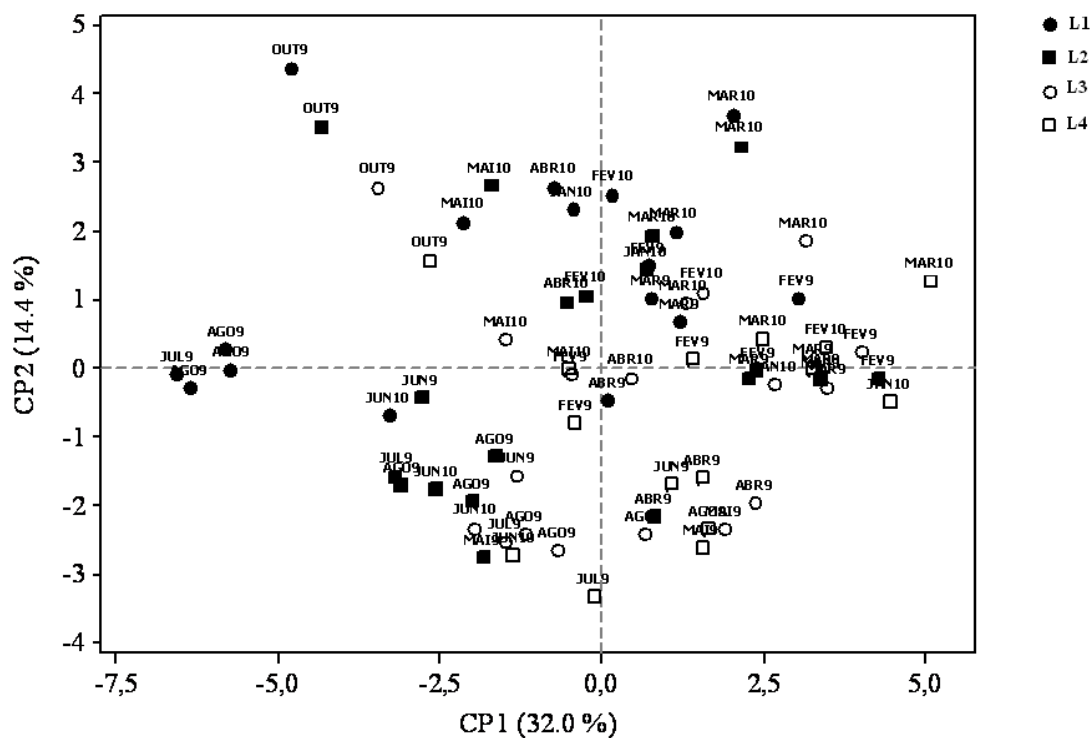


Figura 28: Escores da ACP, com ordenação das unidades amostrais das quatro lagoas no período de fevereiro/2009 a junho/2010, em função das variáveis abióticas

A análise de componentes principais (ACP), explicou 46,4% da variabilidade dos dados nos dois primeiros eixos (CP1 e CP2). Verificou-se que a L1 e L2 apresentaram características semelhantes associadas principalmente aos altos valores de DBO, nitrogênio total, amônia, fósforo total, fósforo solúvel e alcalinidade, mais evidente nos meses de junho, julho e agosto que se posicionaram no lado negativo do componente principal 1.

Também foi observada semelhança entre L3 e L4, mais evidente nos meses de abril, maio, junho e agosto/2009 que se posicionaram no lado positivo do eixo 1, associando-se principalmente com os maiores valores de OD, pH, e temperatura e com menores valores de DBO, sendo mais evidentes nas L3 e L4.

Em conjunto esses resultados demonstram que a despeito da qualidade da água na série de lagoas, ocorre uma melhoria da L1 e L2 em direção a L3 e L4. A análise dos escores dos componentes principais 1 e 2 mostra haver tendências temporais que também podem estar relacionadas com a precipitação mensal.

Os coeficientes de correlação de Pearson entre as variáveis abióticas analisadas e os dois primeiros eixos da ACP durante o período estudado estão apresentados na Tabela 13.

Tabela 13: Coeficientes de correlação de Pearson entre as variáveis abióticas analisadas e os dois primeiros eixos da ACP durante o período estudado

Variáveis	Abreviaturas	Componente Principal	
		CP1	CP2
Precipitação	PRECIP	0,53	0,45
Oxigênio dissolvido	OD	0,79	-0,02
pH	pH	0,51	0,02
Temperatura	TEMP	0,64	0,65
Demanda Bioquímica de Oxigênio	DBO	-0,64	0,24
Demanda Química de Oxigênio	DQO	-0,46	-0,33
Nitrogênio total	NT	-0,67	0,51
Amônia	NH ₃	-0,62	0,67
Nitrogênio orgânico	NORG	-0,22	-0,12
Nitrato	NO ₃	0,21	-0,33
Fósforo total	PT	-0,72	0,07
Fósforo solúvel	Psol	-0,69	0,05
Alcalinidade	ALC	-0,55	0,66
Sólidos suspensos totais	SST	-0,49	-0,09
Transparência	SECCHI	0,37	-0,25
Varição explicada		32,0 %	14,4 %

4.4 Variáveis biológicas

4.4.1 Clorofila *a*

A concentração de clorofila *a* apresentou decréscimo da L1 em direção a L4, com os maiores valores registrados na L2 (Figura 29).

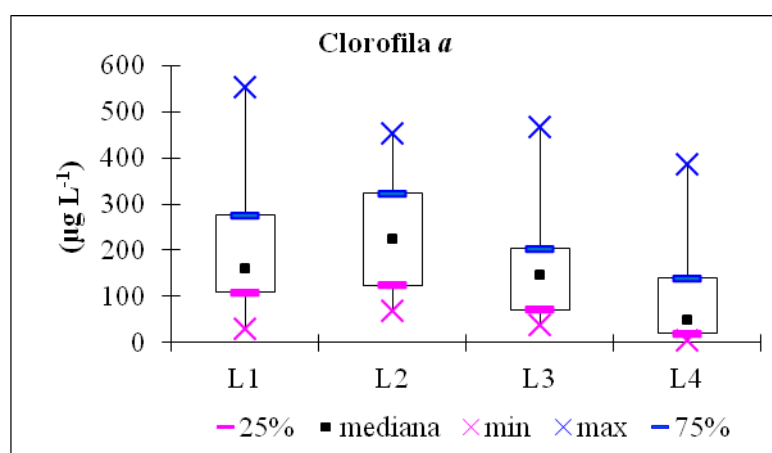


Figura 29: Variação da concentração de clorofila *a* ($\mu\text{g L}^{-1}$) na série de lagoas durante o período de fevereiro/2009 a junho/2010

No presente estudo, a clorofila *a* esteve associada com a amônia na L2, L3 e L4. Isso se justificaria devido ao fato do pH se apresentar neutro a levemente alcalino não sendo favorável a volatilização da amônia. A remoção de amônia por volatilização é um processo físico de desprendimento de gás amônia (NH₃) a partir da dissociação do íon NH₄⁺ em ambientes aquáticos com valores elevados de pH (RIOS, 2007).

As concentrações de clorofila *a* variou entre as lagoas e ao longo do período de estudo. Os valores mais elevados foram registrados no mês de agosto/2009 na L1 e L2, respectivamente 554,5 e 453,9 µg L⁻¹, e os menores valores na L3 em fevereiro/2009 (4,49 µg L⁻¹) e na L4 em abril/2009 (4,59 µg L⁻¹) (Figura 30).

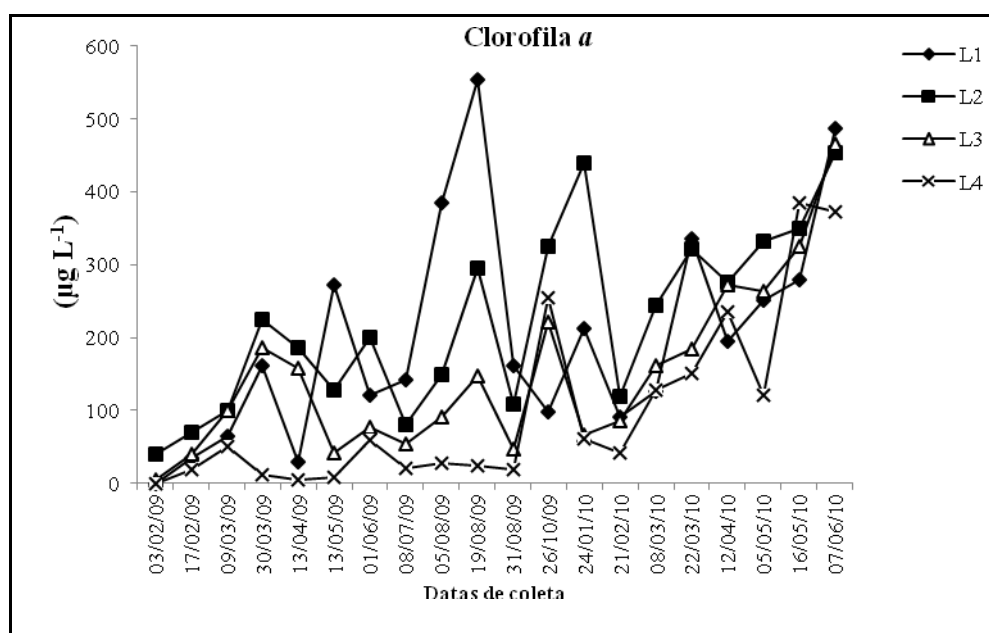


Figura 30: Variações de clorofila *a* (mg L⁻¹) nas quatro lagoas de polimento no período de fevereiro de 2009 a junho de 2010.

Os valores máximos, mínimos, média e desvio padrão dos valores de clorofila *a* (µg L⁻¹) encontrados nas quatro lagoas de polimento estão apresentados na Tabela 14.

Tabela 14: Valores máximos, mínimos, média e desvio padrão dos valores de clorofila *a* (µg L⁻¹) encontrados nas quatro lagoas de polimento

	L1	L2	L3	L4
Mínimo	30,0	69,7	39,3	4,6
Máximo	554,5	453,9	465,8	385,0
Média Aritmética	211,0	232,0	157,0	105,0
Desvio Padrão	147	119	113	122

n=20

4.4.2 Comunidade fitoplanctônica

Durante o período de estudo foram identificados 103 táxons, distribuídos em 7 classes: Chlorophyceae (53), Euglenophyceae (21), Cyanobacteria (18), Cryptophyceae (6), Zygnemaphyceae (2), Chrysophyceae (2) e Dinophyceae (1).

Na Tabela 15 estão apresentados os táxons identificados e as respectivas lagoas onde foram encontrados.

Tabela 15: Táxons identificados na série de lagoas durante o período de fevereiro de 2009 a junho de 2010.

Táxons	Lagoas			
	L1	L2	L3	L4
CYANOPHYCEAE				
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	x	x	x	x
<i>Aphanothece smithii</i>	x	x		x
<i>Chroococcus minutus</i>	x			x
<i>Dolichospermum planctonicum</i>	x	x	x	x
<i>Geitlerinema unigranulatum</i>		x	x	x
<i>Gomphosphaeria</i> sp.	x	x	x	x
<i>Heteroleibleinia kuetzingii</i>			x	
<i>Leptolyngbya lagerheimii</i>	x	x	x	x
<i>Leptolyngbya perelegans</i>	x	x	x	x
<i>Merismopedia tenuissima</i>	x	x	x	x
<i>Microcrocis pulcheella</i>			x	x
<i>Oscillatoria subbrevis</i>	x	x	x	x
<i>Oscillatoria</i> sp.		x	x	x
<i>Phormidium formosum</i>	x	x	x	x
<i>Phormidium willei</i>	x		x	x
<i>Pseudanabaena galeata</i>			x	
<i>Synechococcus nidulans</i>	x	x	x	x
<i>Synechocystis aquatilis</i>	x	x	x	x
CHLOROPHYCEAE				
<i>Actinastrum aciculare</i>	x	x	x	x
<i>Ankistrodesmus gracilis</i>	x	x	x	x
<i>Chlamydomonas agloëformis</i>	x	x	x	x
<i>Chlamydomonas debaryana</i>	x	x	x	x
<i>Chlamydomonas gloeopara</i>	x	x	x	x
<i>Chlamydomonas planctogloea</i>	x	x	x	x
<i>Chlamydomonas sordida</i>	x	x	x	x
<i>Chlorella ellipsoidea</i>	x	x	x	x
<i>Chlorella homosphaera</i>		x	x	
<i>Chlorella vulgaris</i>	x	x	x	x
<i>Chlorococcum</i> cf. <i>minimum</i>	x	x	x	x

Tabela 15: continuação

Táxons	Lagoas			
	L1	L2	L3	L4
CHLOROPHYCEAE				
<i>Chlorococcum infusionum</i>	x	x	x	x
<i>Chlorogonium fusiforme</i>	x	x	x	x
<i>Chloromonas frigida</i>		x	x	x
<i>Choricystis minor</i>	x	x	x	x
<i>Closteriopsis acicularis</i>		x	x	x
<i>Coelastrum indicum</i>		x	x	x
<i>Coelastrum microporum</i>	x		x	x
<i>Coelastrum reticulatum</i>		x	x	
<i>Coenocystis subcylindrica</i>		x	x	x
CHLOROPHYCEAE				
<i>Crucigenia tetrapedia</i>		x	x	x
<i>Desmodesmus communis</i>	x	x	x	x
<i>Desmodesmus opoliensis</i>	x	x	x	x
<i>Desmodesmus protuberans</i>		x	x	
<i>Diacanthos belenophorus</i>		x	x	x
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>		x	x	x
<i>Elakatothrix gelatinosa</i>			x	x
<i>Eutetramorus planctonicus</i>	x	x	x	x
<i>Golenkinia radiata</i>		x		
<i>Golenkiniopsis solitaria</i>	x	x		
<i>Kirchneriella obesa</i>		x	x	
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	x	x	x	x
<i>Monoraphidium contortum</i>	x	x	x	x
<i>Monoraphidium griffithii</i>		x	x	x
<i>Monoraphidium irregulare</i>		x	x	
<i>Monoraphidium minutum</i>	x	x	x	x
<i>Monoraphidium tortile</i>		x	x	
<i>Nephrocytium spirale</i>				x
<i>Oocystis borgei</i>	x	x	x	x
<i>Oocystis lacustris</i>	x	x	x	x
<i>Polytoma</i> sp.	x	x		
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	x	x	x	x
<i>Scenedesmus acutus</i>	x	x	x	x
<i>Scenedesmus bernardii</i>	x	x	x	x
<i>Scenedesmus dimorphus</i>		x	x	x
<i>Scenedesmus ecornis</i>	x	x	x	x
<i>Scenedesmus ellipticus</i>	x	x	x	x
<i>Scenedesmus obliquus</i>	x	x	x	x
<i>Scenedesmus obtusus</i>	x	x	x	x
<i>Scenedesmus pectinatus</i>	x	x	x	x
<i>Stigeoclonium helveticum</i>	x		x	
<i>Ulothrix tenerrima</i>				x

Tabela 15: continuação

Táxons	Lagoas			
	L1	L2	L3	L4
CHLOROPHYCEAE				
<i>Westella botryoides</i>		X	X	X
ZIGNEMAPHYCEAE				
<i>Closterium gracile</i>	X	X	X	X
<i>Cosmarium galeritum</i>		X	X	X
EUGLENOPHYCEAE				
<i>Astasia cylindrica</i>	X			X
<i>Cryptoglana skujae</i>	X	X	X	X
<i>Euglena agilis</i>	X		X	
<i>Euglena caudata</i>	X	X		
<i>Euglena limnophila</i>	X	X		
<i>Euglena mutabilis</i>	X	X	X	
<i>Euglena oxyuris</i>	X	X	X	X
<i>Euglena proxima</i>	X	X		X
<i>Euglena pisciformis</i>	X	X	X	X
<i>Euglena viridis</i>	X	X		
<i>Lepocinclis acus</i>	X	X	X	X
<i>Lepocinclis ovum</i>	X		X	
<i>Lepocinclis texta</i>	X	X	X	
<i>Menoidium gracile</i>	X	X	X	X
<i>Phacus caudatus</i>			X	X
<i>Phacus curvicauda</i>	X	X	X	X
<i>Phacus dangeardii</i>	X	X	X	X
<i>Strombomonas ovalis</i>		X	X	
<i>Trachelomonas hispida</i>	X	X	X	X
<i>Trachelomonas robusta</i>	X	X	X	X
<i>Trachelomonas volvocina</i>	X	X	X	X
DINOPHYCEAE				
<i>Peridinium umbonatum</i>	X	X	X	X
CHRYSOPHYCEAE				
<i>Dinobryon sertularia</i>			X	
<i>Synura</i> sp.			X	X
CRYPTOPHYCEAE				
<i>Chilomonas paramaecium</i>	X	X	X	
<i>Cryptomonas erosa</i>	X	X	X	X
<i>Cryptomonas marssonii</i>	X	X	X	X
<i>Cryptomonas obovata</i>	X	X	X	X
<i>Protocryptomonas ellipsoidea</i>	X	X	X	X
<i>Protocryptomonas sygmoidea</i>	X	X	X	X

No período de estudo o maior número de táxons foi encontrado na L3 (91), seguido da L2 (87), L4 (81) e L1 (73). A maioria dos organismos pertence a classe Chlorophyceae,

apresentando o maior número de táxons nas L2 e L3 (48 táxons cada). A classe Euglenophyceae apresentou maior número de táxons na L1 com 19 táxons, diminuindo gradualmente em direção a L4, onde foi registrado 13 táxons (Tabela 16). As classes Zygnemaphyceae, Dinophyceae e Chrysophyceae apresentaram os menores números de táxons, sendo que representantes da classe Chrysophyceae só foram registrados nas L3 e L4.

Tabela 16: Número total de táxons por classe fitoplanctônica encontrado na série de lagoas durante o período de fevereiro de 2009 a junho de 2010.

CLASSES	LAGOAS			
	L 1	L 2	L 3	L 4
CYANOPHYCEAE	13	13	16	16
CHLOROPHYCEAE	33	48	48	43
ZYGNEMAPHYCEAE	1	2	2	2
EUGLENOPHYCEAE	19	17	16	13
DINOPHYCEAE	1	1	1	1
CRYSOPHYCEAE	0	0	2	1
CRYPTOPHYCEAE	6	6	6	5
TOTAL	73	87	91	81

A densidade celular total na série de lagoas apresentou uma ampla faixa de variação ($2.447 \text{ cel mL}^{-1}$ a $151.357 \text{ cel mL}^{-1}$), sendo representado por quatro classes numericamente representativas: Chlorophyceae, Euglenophyceae, Cyanophyceae e Cryptophyceae (Figura 31).

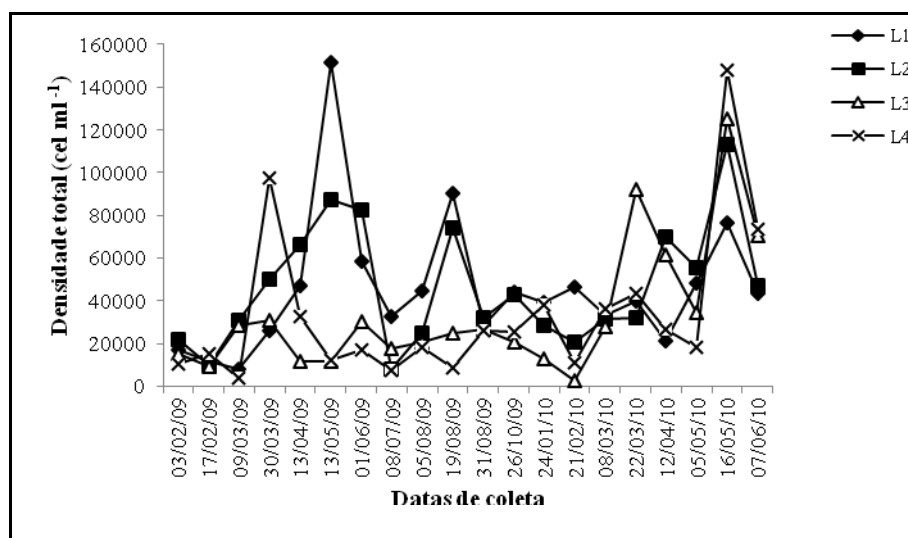


Figura 31. Variação espacial e temporal da densidade total (cel mL^{-1}) na série de lagoas durante o período de fevereiro/2009 a junho/2010

Esta elevada concentração de indivíduos na coluna d'água das lagoas de polimento foi sempre marcada pelas elevadas densidades da classe Chlorophyceae que foram abundantes em todo as o período estudado. A Figura 32 apresenta a variação total da densidade dos indivíduos representantes da classe Chlorophyceae.

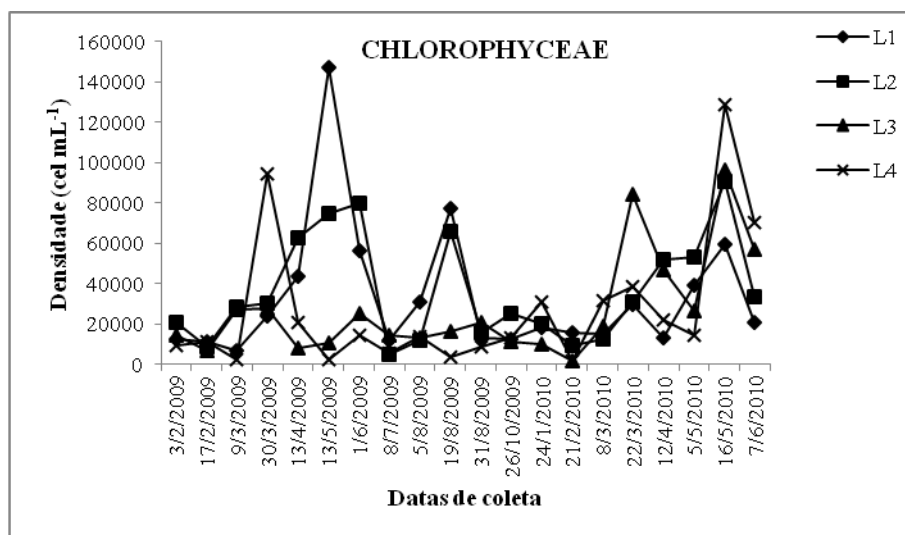


Figura 32: Variação espacial e temporal da classe Chlorophyceae no período de fevereiro/2009 a junho/2010

A classe Chlorophyceae apresentou o maior número de táxons presentes na composição florística da lagoa de polimento estudada. Estas microalgas são oportunistas e desenvolvem-se bem em condições extremas, principalmente em águas com grau elevado de eutrofização. Essa classe foi predominante na ETE-Camburi no Estado do Espírito Santo (Barroso *et al.*, 1997), na ETE-Guarabira no Estado da Paraíba (König *et al.*, 1999), nas lagoas de polimento em Vitória-ES (Cruz, 2005) e no sistema australiano de lagoas de estabilização (Granado, 2004). A representatividade numérica das Chlorophyceae durante todo o estudo foi marcada principalmente pela espécie *Chlorella vulgaris*. Vários estudos realizados em sistemas de lagoas de estabilização apontam essa espécie como dominante em pelo menos uma época amostrada. Há evidências de que o trifosfato de sódio, constituinte do detergente sintético, presente em grande quantidade no esgoto doméstico, estimularia seu crescimento (PALMER, 1980 apud Granado, 2004). Diversos estudos realizados com o gênero *Chlorella* em meio de cultura evidenciaram a produção de um antibiótico constituído de substâncias ativas e complexas que apresentam ação contra bactérias gram positivas e gram negativas (PRATT, ONETO e PRATT, 1945; PRATT, 1948). Essa substância denominada

chlorelina foi descrita por vários autores como de ação bactericida também capaz de inibir o crescimento, a respiração e a fotossíntese de outras algas (PRATT, 1943 e 1948) além de influenciar negativamente o metabolismo de protozoários, moluscos, crustáceos e peixes (PRATT, 1944; RYTHER, 1954).

As espécies *Desmodesmus communis*, *Menoidium gracile* e *Phacus dangeardii* também estiveram presentes em todo o período de estudo, sendo os gêneros *Phacus* e *Euglena*, relacionados por Reynolds (1998) dentre os presentes em ambientes hipereutróficos.

Para a classe Chlorophyceae, os resultados do teste estatístico de Spearman apresentaram correlação positiva e significativa com o DQO, DBO (L1) e SST (L1 e L2), e negativa com a transparência da água (L1 e L2). De acordo com Reynolds (1996) o gênero *Chlorella* apresenta crescimento ótimo em águas ricas em fósforo e carbono inorgânico. Então, a predominância das Chlorophyceae no ambiente estudado poderia estar relacionada a vantagem adaptativa que esses organismos possuem para sobrevivência em ambientes hipereutróficos.

As Euglenophyceae constituem-se como um dos mais importantes grupos de microalgas unicelulares continentais, desenvolvendo-se, principalmente, em águas com elevados teores de matéria orgânica, fósforo e nitrogênio (ROUND, 1983), destacando-se, como excelentes indicadores de águas poluídas (PALMER, 1969).

Durante o período estudado, a classe Euglenophyceae apresentou as maiores densidades nas L1 e L2, e alcançou concentrações muito inferiores quando comparada à classe Chlorophyceae, apresentando um máximo de 24.633 cel mL⁻¹. Nota-se um comportamento inverso no crescimento das Euglenophyceae ao das Chlorophyceae no decorrer da série de lagoas. Isso aponta, conforme esperado, para a eficiência no tratamento físico-químico. A presença de Euglenophyceae em ambientes poluídos está de acordo com Palmer (1969) que a classificou juntamente com a classe Cyanophyceae como sendo as mais tolerantes à poluição por serem mixotróficas. Tal situação pode ser observada nas lagoas de polimento em estudo, que apresentaram as maiores densidades na L1, rica em matéria orgânica. Esta relação das Euglenophyceae com a concentração de matéria orgânica pode explicar sua presença em elevadas densidades no período de julho a outubro/2009março (L1), onde foram registrados os maiores valores de DBO durante o período de estudo. Houve correlação significativa e positiva entre DBO, DQO e a classe Euglenophyceae (ANEXO 1).

A variação espacial e temporal da classe Euglenophyceae no período de estudo está representada na Figura 33.

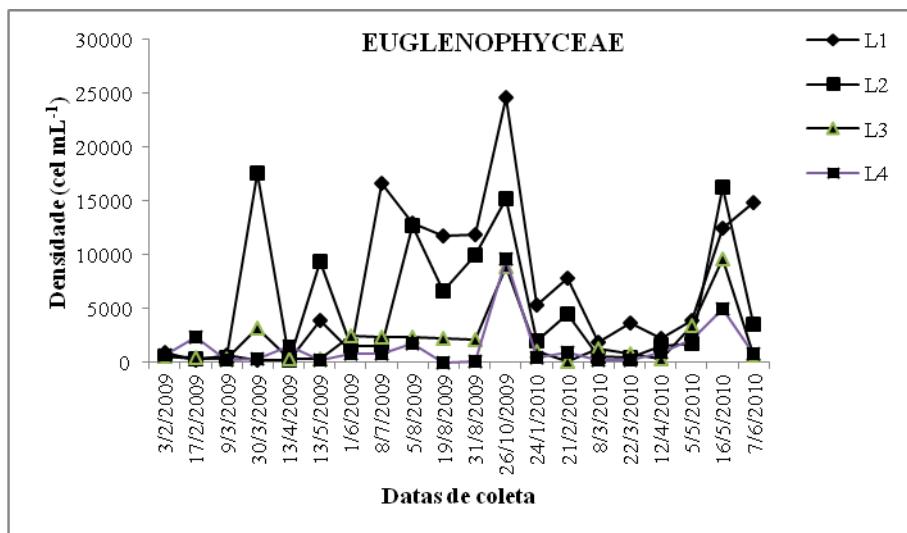


Figura 33: Variação espacial e temporal da classe Euglenophyceae no período de fevereiro/2009 a junho/2010.

A variação da densidade numérica da classe Cyanophyceae, está representada na Figura 34.

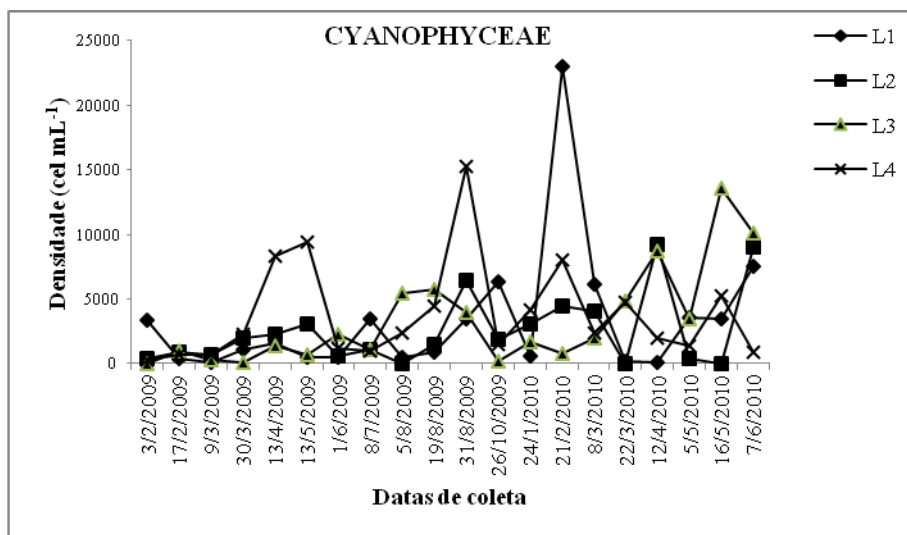


Figura 34: Variação espacial e temporal da classe Cyanophyceae no período de fevereiro/2009 a junho/2010.

Os maiores valores foram registrados na L1 no mês fevereiro/2010 e L4 (agosto/2009). Não foram encontrados organismos da classe Cyanophyceae em amostragens dos meses de fevereiro/2009 (L3), agosto/2009, março e maio/2010 (L2).

A classe Cyanophyceae é constituída por organismos bem adaptados às condições extremas e por isso, proliferam abundantemente em lagos eutrofizados. Foram encontradas oito espécies abundantes e apenas *Aphanocapsa delicatissima* foi dominante somente na amostragem de maio/09 (7.784 cel mL⁻¹). Reynolds (1996) descreveu esse gênero como estando bem adaptado às águas calmas, com moderadas concentrações de nutrientes. Isso pode explicar o fato de *Aphanocapsa delicatissima* ter contribuído com a maior densidade no período de baixa precipitação. A abundância das demais espécies de Cyanophyceae também foi registrada em períodos de baixa precipitação. A chuva pode agir como agente perturbador da estrutura da comunidade fitoplanctônica contribuindo para a redução da densidade dessa classe. De acordo com ZONOTELLI (2000), se a ocorrência de cianobactérias em lagoas de estabilização for menor do que as microalgas verdes, isso indica baixa toxicidade do efluente. Isso foi observado durante o período desse estudo o que caracteriza a eficiência no tratamento.

A classe Cryptophyceae apresentou baixos valores de densidade durante o período de amostragem, variando entre o mínimo de 23 cel mL⁻¹ na L3 (fevereiro/2009) e o máximo de 14.814 cel mL⁻¹ na L1. Houve uma nítida separação temporal, com baixas densidades nos meses correspondentes a 2009 e maiores valores ao longo dos meses de 2010 (Figura 35).

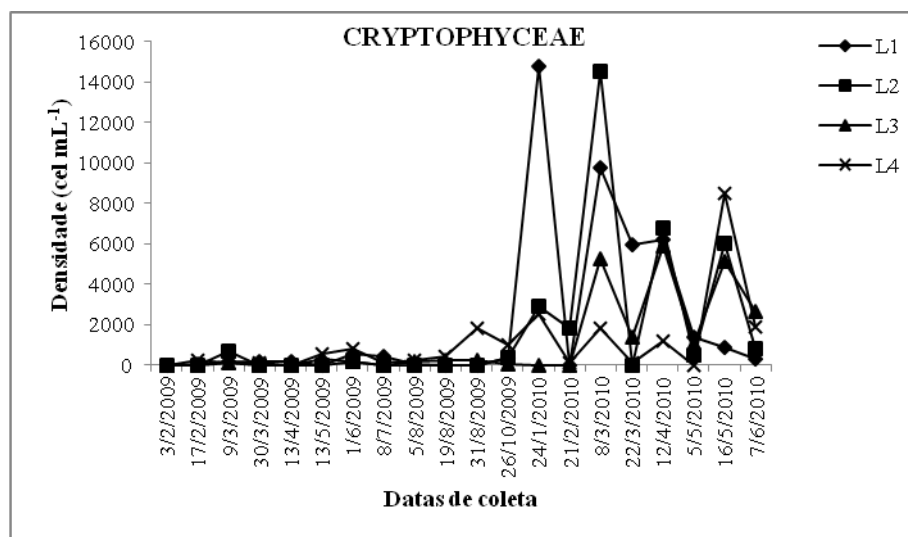


Figura 35: Variação espacial e temporal da classe Cryptophyceae no período de fevereiro/2009 a junho/2010.

Von Sperling e Oliveira (2010) investigando a influência do tempo de detenção hidráulica (TDH) e da taxa de aplicação superficial (TAS) na composição da

comunidade fitoplanctônica presente em lagoas de polimento em escala piloto, verificaram a dominância das classes Chlorophyceae e Euglenophyceae. Com a redução do TDH, esse trabalho apontou a diminuição da ordem Chlorococcales e do gênero *Cryptomonas*. No presente estudo, os resultados estatísticos apontaram diferença significativa na densidade da classe Cryptophyceae durante o período amostrado. A baixa densidade coincidiu com o período no qual o sistema funcionou com o menor tempo de detenção hidráulica (4 dias). O TDH pode produzir mudanças na comunidade fitoplanctônica. Quando este é extenso, a taxa de crescimento das microalgas aumenta em decorrência da elevada carga de nutrientes acumulados (STRASKRABA e TUNDISI, 1999). Além disso, segundo Tundisi (1988) o crescimento de cianobactérias pode ser regulado através do tempo de residência da água, pois curtos tempos de detenção estão associados com grandes turbulências e impedem a proliferação desses organismos.

As classes com menores densidades foram Dinophyceae (38 a 506 cel mL⁻¹) e Zignemaphyceae (37 a 1.502 cel mL⁻¹), sendo que organismos da classe Dinophyceae só foram encontrados em três coletas (outubro/2009, janeiro e março/2010). A classe Chrysophyceae só foi encontrada nas amostras qualitativas, representada por dois táxons (*Dinobryon sertularia* e *Synura* sp.).

Para um maior rigor nas comparações entre lagoas, os dados médios das densidades por classes foram submetidos a ANOVA, seguida do teste Tukey de diferença entre médias. Os resultados foram interpretados tomando como referência 5% de nível de significância.

Os valores de densidade das classes Cyanophyceae e Cryptophyceae diferiram durante o período de estudo; nas classes Chlorophyceae e Euglenophyceae não foram observadas diferenças significativas. Entre as lagoas só foi observada diferença na classe Euglenophyceae, nas demais classes a densidade não apresentou diferença significativa.

4.3.3 Comunidade zooplanctônica

Durante o período de estudo, o zooplâncton esteve composto por dez gêneros, sendo que o grupo Rotifera apresentou maior riqueza, com seis gêneros identificados. Cladocera e Copepoda também foram inventariados com dois e três gêneros respectivamente. Além dos indivíduos acima citados, ocorreram representantes das

fases jovens de Copepoda (náuplios e copepoditos) e larvas de Insecta. Na Tabela 17 está apresentada a comunidade zooplanctônica encontrada na série de lagoas ao longo do período de estudo.

Tabela 17: Comunidade zooplanctônica encontrada na série de lagoas no período de fevereiro/2009 a junho/2010.

Zooplâncton	L1	L2	L3	L4
Náuplio	x	x	x	x
CLADOCERA				
<i>Moina</i>	x	x	x	x
COPEPODA				
Copepodito	x	x	x	x
<i>Mesocyclops</i>		x	x	x
<i>Microcyclops</i>		x	x	x
<i>Thermocyclops</i>	x	x	x	x
ROTIFERA				
<i>Brachionus</i>	x	x	x	x
<i>Colurella</i>		x	x	x
<i>Euchlanis</i>		x	x	x
<i>Lecane</i>				x
<i>Lepadella</i>		x	x	x
<i>Proales</i>	x	x	x	x
Larva de Insecta	x	x	x	x

A comunidade zooplanctônica exerce um papel essencial na dinâmica do sistema aquático (Loreto e Okano, 2007), devido a sua característica de ser elo na cadeia trófica, transferindo matéria e energia (Monklolski *et al.*, 1999), pois se alimentam de algas e servem de alimento para organismos mais complexos como os peixes (Paterson, 1993). Segundo Loreto e Okano (op cit), o zooplâncton possui importante função na ciclagem de nutrientes e fluxo de energia e, podem ainda, interferir tanto nas relações biológicas quanto nas propriedades físicas e químicas da água.

No sistema estudado, o grupo Rotifera contribuiu com as maiores densidades ao longo da série de lagoas (Figura 36). Arcifa (1984) evidenciou que as populações de Rotifera são mais abundantes em termos de densidade na maioria dos ambientes eutróficos, túrbidos e desoxigenados.

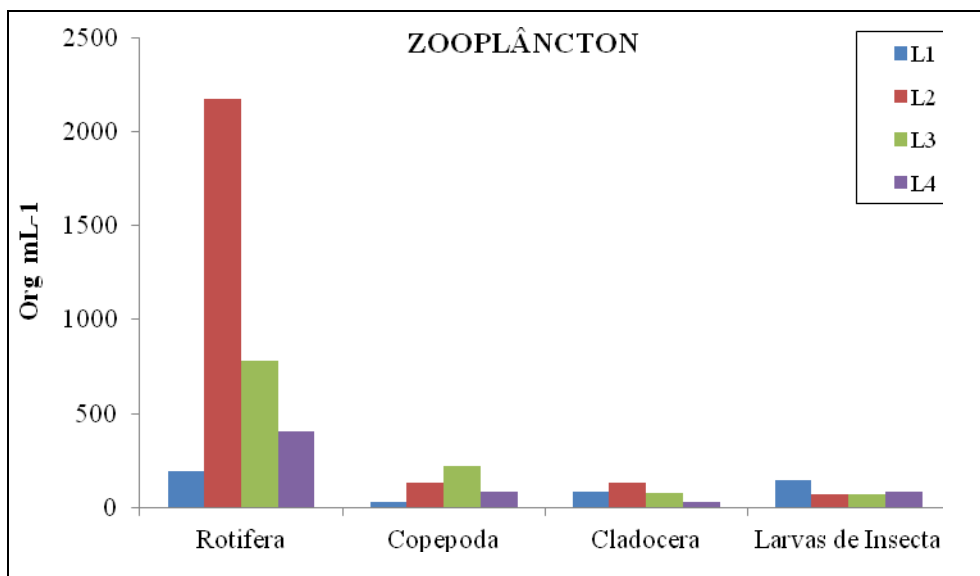


Figura 36: Densidade total de Rotifera, Copepoda, Cladocera e Larvas de Insecta encontrada na série de lagoas no período de fevereiro/2009 a junho/2010.

De maneira geral, o zooplâncton encontrado na série de lagoas apresentou baixa densidade, variando do total de 460 org L⁻¹ na L1 a 2.509 org L⁻¹ na L3 (Tabela 18).

A L2 apresentou a maior densidade, correspondendo a 53,10% do total dos organismos quantificados. Os valores máximos, mínimos, média e desvio padrão da densidade total do zooplâncton (org mL⁻¹) encontrados nas quatro lagoas de polimento estão apresentados na Tabela 18.

Tabela 18: Valores máximos, mínimos, média e desvio padrão da densidade total do zooplâncton (org mL⁻¹) encontrados nas quatro lagoas de polimento.

Valores	Lagoas			
	L1	L2	L3	L4
Mínimo	0,15	0,15	0,15	0,15
Máximo	215,4	1049,3	417,9	260,0
Média Aritmética	34,4	128,2	56,7	28,5
Desvio Padrão	70,6	276,7	106,9	61,7

n=20

A comunidade zooplancônica apresentou variação temporal ao longo do período de estudo, inclusive com o desaparecimento de alguns organismos. Na L1, em 55% das amostras não foi detectado zooplâncton. No mês de agosto/2009 houve um pico na L2 devido principalmente, a elevada densidade de Rotifera (1.049 org L⁻¹) (Figura 37).

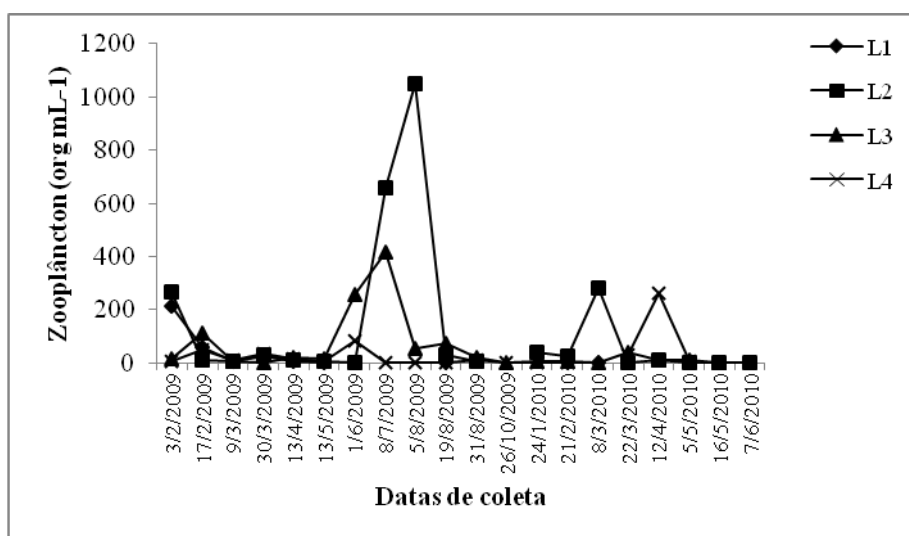


Figura 37: Variação da densidade total do zooplâncton na série de lagoas durante o período de fevereiro/2009 a junho/2010.

A ausência de Cladocera em praticamente todo o período de amostragem (Figura 38), é um indicativo do ambiente eutrofizado.

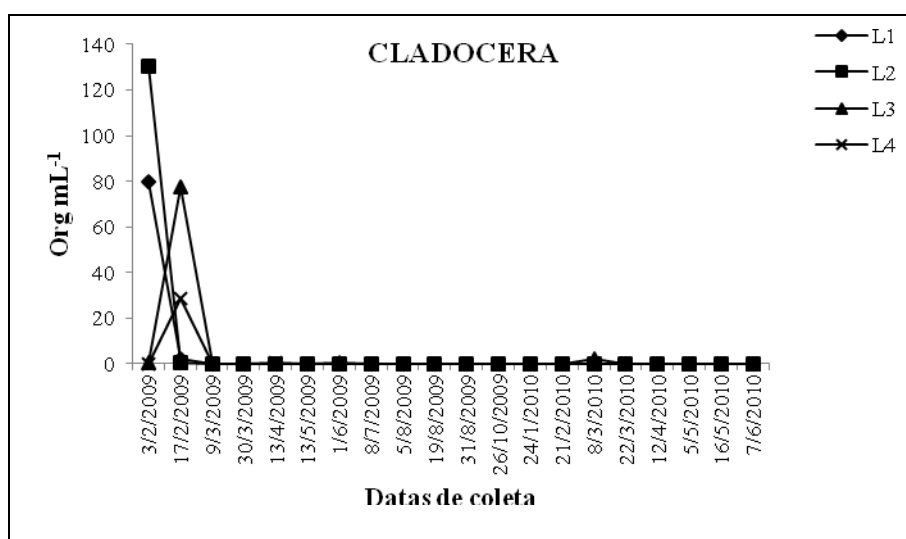


Figura 38: Variação da densidade total do zooplâncton na série de lagoas durante o período de fevereiro/2009 a junho/2010.

A eutrofização é um evento capaz de promover profundas transformações na comunidade zooplancônica, estando inclusive associada à substituição de formas palatáveis de fitoplâncton por outras menos palatáveis, como as cianobactérias filamentosas (THRELKED, 1986). Deste modo, a mudança do nicho alimentar acarreta

um efeito “bottom-up” no zooplâncton, levando a modificações na composição da comunidade. Com efeito, muitas espécies desaparecem como consequência das toxinas algais ou do comprometimento do sistema de filtração dos organismos (Matsumura-Tundisi *et al.*, 1986), sendo os Cladocera os organismos mais atingidos (SAMPAIO *et al.*, 2002).

Vários trabalhos têm demonstrado a sensibilidade da comunidade Copepoda a alterações de qualidade da água (Güntzel, 2000, Silva e Matsumura-Tundisi, 2002), o que ajudaria a explicar as menores densidades desses organismos na L1 (com cargas orgânicas mais elevadas). Na L1 a classe Copepoda apresentou correlação positiva com a precipitação. Isso também ajudaria a explicar, devido à diluição provocada pela chuva, reduzindo a carga orgânica.

Nas condições de eutrofização, os Rotifera tornam-se mais bem sucedidos e muitos autores relacionam a dominância destes com alto teor de poluição orgânica (NOGUEIRA, 2001). O predomínio deste grupo de organismos poderia estar relacionado à sua capacidade de atingirem a maturidade mais cedo e apresentarem uma taxa de reposição mais rápida em comparação com os microcrustáceos (NOGUEIRA & MATSUMURA-TUNDISI, 1996).

Sabe-se que o ciclo de vida dos Copepoda é longo, comparativamente ao dos demais componentes do zooplâncton (Rotifera e Cladocera), o que os tornam suscetíveis a uma alta taxa de mortalidade antes de atingirem o estágio adulto. Somado a isto, quando adultos recebem grande pressão de predação que, em conjunto, pode justificar a predominância das formas jovens de Copepoda na comunidade zooplanctônica (Gazulha, 2004). No presente estudo, Copepoda apresentou baixa densidade, variando de 0,1 a 74,1 org mL⁻¹ (Figura 39).

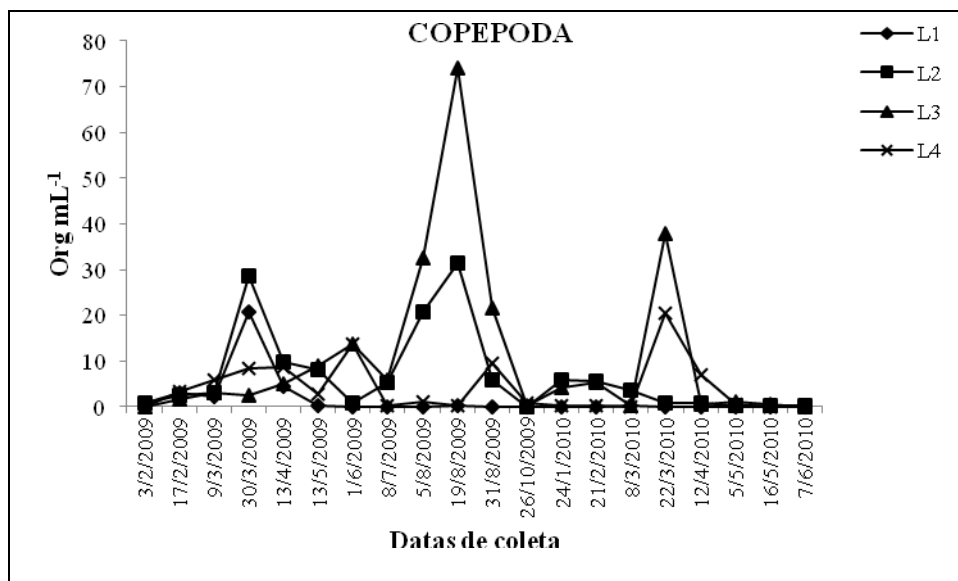


Figura 39: Variação da densidade total de Copepoda na série de lagoas durante o período de fevereiro/2009 a junho/2010.

Moscoso *et al.* (1992) observaram proliferação intensa de ciliados, rotíferos, copépodes e cladóceros em lagoas de estabilização no Peru; Guerrin (1988) e Nandini (1999) registraram populações de Rotifera e Cladocera em lagoas de tratamento de esgotos.

Nas condições de eutrofização, os Rotifera tornam-se mais bem sucedidos e muitos autores relacionam a dominância destes com alto teor de poluição orgânica (NOGUEIRA, 2001). O predomínio deste grupo de organismos poderia estar relacionado à sua capacidade de atingirem a maturidade mais cedo e apresentarem uma taxa de reposição mais rápida em comparação com os microcrustáceos (NOGUEIRA & MATSUMURA-TUNDISI, 1996).

Na série de lagoas estudadas, a densidade de Rotifera variou de 0,1 a 1.028,6 org mL⁻¹. A maior densidade foi registrada em Agosto/2009 na L2 (Figura 40).

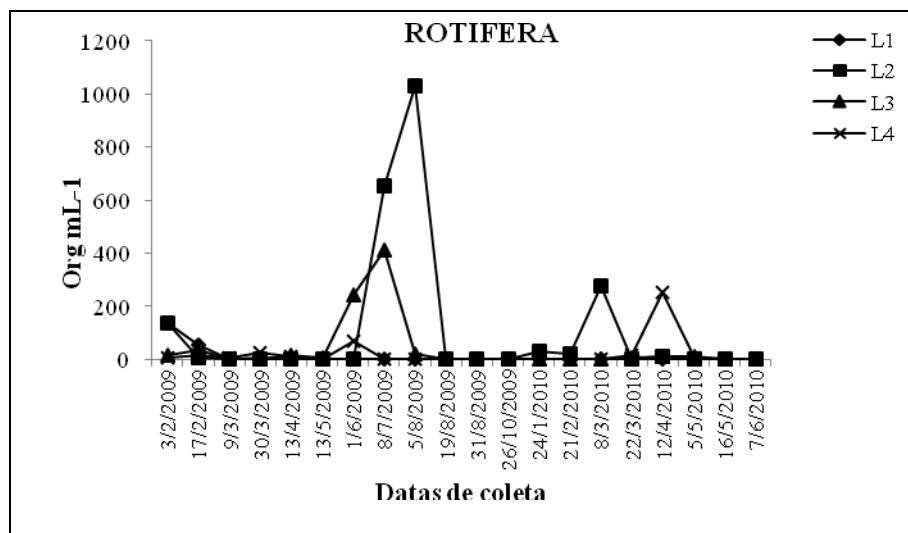


Figura 40: Variação da densidade total de Copepoda na série de lagoas durante o período de fevereiro/2009 a junho/2010.

Rotíferos e cladóceros, particularmente, são capazes de crescer em altas densidades, alimentando-se de resíduos orgânicos e bactérias (ROCHE, 1998 e AREVALO-STEVENSON *et al.*, 1998).

Arcifa (1984) evidenciou que as populações de Rotifera são mais abundantes em termos de densidade na maioria dos ambientes eutróficos, túrbidos e desoxigenados.

Durante o período de fevereiro/2009 a junho/2010 Náuplio ocorreu com maior frequência, seguido do gênero *Thermocyclops* e larvas de insetos. Os menos frequentes foram os gêneros *Colurella*, *Mesocyclops* e *Lecane*, esse último encontrado apenas na L4 (Tabela 19).

Tabela 19: Frequência de ocorrência (%) do zooplâncton, identificado em cada uma das lagoas, no período estudado

ZOOPLÂNCTON	L1	L2	L3	L4
	Frequência de ocorrência (%)			
Náuplio	15	55	50	65
CLADOCERA				
<i>Moina</i>	15	10	15	10
COPEPODA				
Copepodito	5	30	15	20
<i>Mesocyclops</i>	0	10	10	5
<i>Microcyclops</i>	0	30	25	25
<i>Thermocyclops</i>	40	90	75	60

Tabela 19: Continuação

ZOOPLÂNCTON	L1	L2	L3	L4
	Frequência de ocorrência (%)			
ROTIFERA				
<i>Brachionus</i>	20	40	45	50
<i>Colurella</i>	0	5	5	5
<i>Euchlanis</i>	0	15	10	10
<i>Lecane</i>	0	0	0	5
<i>Lepadella</i>	0	5	20	25
<i>Proales</i>	25	25	37	25
Larva de Inseto	95	55	45	50

Bastos *et al.* (2010) estudando o mesmo sistema de lagoas de polimento encontrou cinco gêneros compondo a comunidade zooplanctônica. Dos cinco gêneros encontrados quatro estiveram presentes nesse estudo: *Brachionus*, *Moina*, *Mesocyclops* e *Thermocyclops*. Dos gêneros listados por Bastos *et al.* (op cit), apenas *Daphnia* não esteve presente.

Diversos estudos têm demonstrado a influência de fatores ambientais como condições climáticas, pH, condutividade, temperatura, OD e disponibilidade de nutrientes sobre os organismos das comunidades tanto fitoplanctônica como zooplanctônica (REYNOLDS, 1984; MELÃO, 1999).

No presente estudo, não foi encontrado um padrão que explicasse o comportamento do zooplâncton na série de lagoas. Como esses organismos dependem preponderantemente do oxigênio dissolvido na água para sua manutenção, esse provavelmente pode ter sido um dos fatores limitantes na comunidade principalmente na L1. Entretanto, como a distribuição do zooplâncton é influenciada por vários outros, é necessário mais estudos para elucidar dúvidas e facilitar o entendimento da dinâmica desses organismos em lagos de estabilização.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

- O aporte de cargas orgânicas e as condições climáticas cumprem papel importante na dinâmica da qualidade da água e, de forma interdependente, na dinâmica da comunidade planctônica.
- O sistema de lagoas de polimento avaliado apresentou-se eficiente na redução do material particulado e da matéria orgânica, resultando em efluentes com concentrações médias iguais a 62,4 mg L⁻¹ (SST) e concentrações de DBO variando de 6,3 a 20 mg L⁻¹.
- A elevada concentração de microalgas foi responsável pelo aumento na concentração de SST e redução da transparência ao longo da série de lagoas.
- A maior parte dos táxons identificados no fitoplâncton pertence às classes Chlorophyceae (53), Euglenophyceae (21) e Cyanophyceae, (18), seguido de Cryptophyceae (6), Zygnemaphyceae (2), Chrysophyceae (2) e Dinophyceae (1).
- A densidade celular total do fitoplâncton na série de lagoas apresentou uma ampla faixa de variação (2.447 cel mL⁻¹ a 151.357 cel mL⁻¹) sendo quatro classes numericamente representativas: Chlorophyceae, Euglenophyceae, Cyanophyceae e Cryptophyceae.
- A classe Euglenophyceae esteve associada a elevados teores de matéria orgânica, presente principalmente na L1 e L2.
- Apenas uma espécie da classe Cyanophyceae foi dominante durante o período de estudo (*Aphanocapsa delicatissima*) na amostragem de maio/09.
- A comunidade zooplanctônica apresentou baixas densidades, sendo o grupo Rotifera, o mais representativo. Não foram encontradas correlações entre o fitoplâncton e o zooplâncton.
- Os resultados confirmam que lagoas de polimento mesmo com tempos de detenção hidráulica relativamente curtos, permitem dinâmica tal ao longo da série de lagoas que favorece o desenvolvimento adequado da comunidade planctônica.
- Recomenda-se o monitoramento dos efluentes das lagoas, quando se pretende o reuso em piscicultura, sendo importante especificar quali-quantitativamente, a comunidade fitoplanctônica com ênfase em cianobactérias.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA - American Public Health Association. AWWA. WEF. (1998) **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20th Ed., Washington, DC, American Public Health Association.

AREVALO-STEVENSON, R.A.; SARMA, S.S.S., NANDINI, S. (1998). Population dynamics of *Brachionus calyciflorus* Pallas: (Monogononta: Brachionidae) in wastewater from food-processing industry in Mexico. **Revista de Biologia Tropical**, v.43, p.595-600.

AZEVEDO, M.T.P.; SANT'ANNA, C.L. (1999) *Coelosphaerium evidenter-marginatum*, a new planktonic species of Cyanophyceae/Cyanobacteria from São Paulo State, Southeastern Brazil. **Algological Studies**. 94: 35-43.

_____ (2003) *Sphaerocavum*, a new genus of planktic Cyanobacteria from continental water bodies in Brazil. **Algological Studies** 109: 79-92.

BARTHEL, L.; PAULO OLIVEIRA, A.V.; COSTA, R.H.R. (2008). Plankton biomass in secondary ponds treating piggery waste. **Braz. arch. biol. technol.** v.51, n.6. Curitiba. Nov./Dec. 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S1516-89132008000600025>

BASTOS, R.K.X.; DORNELAS, F.L.; RIOS, E.N.; RUAS, D.B.; OKANO, W.Y. (2010). Dinâmica da qualidade da água e da comunidade planctônica em lagoas de polimento. Estudo de caso no sudeste brasileiro. **Revista AIDIS**. ISSN 0718-378X. v. 3, n.1, p.97-107.

BASTOS, R.K.X.; RIOS, E.N.; CORREA, J.L.P.; OLIVEIRA, D.V.M. (2005). Reator UASB + Biofiltro Submerso Aerado. Um sistema eficiente, mas que requer cuidados operacionais. In: ASSEMBLÉIA NACIONAL DA ASSEMAE, 35, Belo Horizonte, 2005. **Anais...** Jaboticabal: Associação Nacional dos Serviços Municipais de Saneamento – ASSEMAE, 2005. (Anais eletrônicos).

BENTO, A.P.; GOTARDO, J.T.; OLIJNYK, D.P.; REGINATTO, V.; LAPOLLI, F.R. (2005) Comunidade planctônica e comunidade perifítica presentes em lagoa com biofilme e lagoa facultativa aplicadas ao tratamento de esgoto doméstico. In: **Anais...** 23^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental (em CD-ROM). Campo Grande/MS.

BICUDO, C.E.M. (2004) Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Algas, 18: Chlorophyceae (Volvocales). **Revista Brasil. Bot.**, V.27, n.1, p.85-102

CASTRO, P.S. *et al.* (1983). Interceptação da chuva por mata natural secundária na região de Viçosa-MG. **Revista Árvore**, v.7, n.1, p.76-89.

CASTRO, A.A.J., BICUDO, C.E.M.; BICUDO, D.C. (1991). Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Algas 2: Cryptophyceae. **Hoehnea** 18: 87-106.

CAVALCANTI, P.F.F.; van HAANDEL, A.; KATO, M.T.; von SPERLING, M.; LUDUVICE, M.L.; MONTEGGIA, L.O. (2001). Pós-tratamento de efluentes anaeróbios por lagoas de polimento. In: CHERNICHARO, C.A.L. (Coord.) **Pós-tratamento de reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: ABES, 2001, p.105-170. (Projeto PROSAB).

CEBALLOS, B.S.O. (2000). Microbiologia sanitaria y ambiental. In: **Sistemas de Lagunas de Estabilización**. Mendonça, S.R. McGraw-Hill Santa Fé de Bogotá, D.C., Colômbia, Editorial Nomos S.A.

CHERNICHARO, C.A.L. (Coord.) (2001). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. [s.n.], Belo Horizonte: ABES, 544p. (Projeto PROSAB).

COLE, G. (1994). Textbook of limnology. 4th ed. Waveland Press, Illinois

COMAS, A. (1996). Las Chlorococcales dulciacuícolas de Cuba. [The freshwater Chlorococcids of Cuba.] Stuttgart: J. Cramer. 192p., il. (Bibliotheca Phycologica).

DE-LAMONICA-FREIRE e SANT'ANNA (1993) DE-LAMONICA-FREIRE, E.M.; SANT' ANNA, C.L. (1993). Chlorococcales (Chlorophyceae) da Estação Ecológica da Ilha de Taiamã, estado de Mato Grosso, Brasil. **Hoehnea**. v.20:107-118.

ELMOOR-LOUREIRO, L.M.A. (1997) **Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil**. Universa: Brasília, 156p.

ESPINDOLA, E.L.G. (1994). **Dinâmica da associação congênica das espécies de Notodiaptomus (Copepoda Calanoida) no reservatório de Barra Bonita, SP**. Tese (doutorado), USP/São Carlos.

ESTEVES, F.A. (1988). **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro, Interciência/FINEP. 575p.

ETTL, H.; GARTNER, G. (1988). Chlorophyta II. In: H. Ettl; J. Gerloff; H. Heynig & D. Möllenhauer (eds.). Sübwasserflora von Mitteleuropa. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, p.1-436.

FERRAGUT, C., LOPES, M.R.M., BICUDO, C.E.M.B.; VERCELLINO, I.S. (2005) Ficoflórula perifítica e planctônica (exceto Bacillariophyceae) de um reservatório oligotrófico raso (Lago do IAG, São Paulo). **Hoehnea** 32 (2):137-184

FERRARA, R.A.; HARLEMAN, D.R.F. (1981). Dynamic nutrient cycle model for waste stabilization ponds. Eng. Div. ASCE 107(EE4): 817-830. In: MAYNARD, H.E.; OUKI, S.K.; WILLIAMS, S.C. (1999). Tertiary Lagoons: A review of removal mechanisms and performance. **Wat. Res.** v33: p.1-13.

GUERRIN, F. (1988). Valorization of wastewater treatment ponds zooplankton as a basis to feed larvae and juveniles of cyprinids. **Bulletin Francaise Peche et Piscicultur.** v. 311, p.113– 125.

GUNTZEL, A.M. (2000). **Variações espaço-temporais da comunidade zooplanctônica nos reservatórios do médio e baixo Tietê-Paraná.** Tese (doutorado). Universidade Federal de São Carlos, São Carlos-SP. 280 p.

HEGEVALD, E.; SILVA, G. (1988). Annotated catalogue of *Scenedesmus* and nomenclaturally related genera, including original descriptions and figures. *Bibliotheca Phycologica* 80: p.1-578.

HOFFMANN, L.; KOMÁREK, J.; KASTOVSKY, J. (2005). System of cyanoprokaryotes (cyanobacteria) state 2004. **Algol. Studies**, v. 117 (Cyanobacterial Research 6): 95-115.

JARDIM, F.A. *et al.* (2002). Metodologia para Contagem de Cianobactérias em Células/ml - um novo desafio para o analista de laboratórios. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.7, n.3, p.109-111, jul./set.2002.

KOMÁREK, J.; FOTT, B. (2000). Chlorophyceae (Grünalgen), Ordnung: Chlorococcales. In: G. Huber-Pestalozzi, H. Heynig & D. Mollenhauer (eds.). **Sübwassersflora Band 1. Gustav Fischer**, Jena, p.1-10 1983.

KOMÁRKOVA-LEGNEROVÁ, J.; CRONBERG, G. (1994). Planktic blue-green algae from lakes in South Scania, Sweden. Part I. Chroococcales. **Algological Studies** 72: p.13-51.

KÖNIG A.M. (1990). Capítulo 3. Biologia das lagoas. Algas. In: MENDONÇA, S.R. **Lagoas de estabilização e aeradas mecanicamente:** novos conceitos. João Pessoa, 385p.

KÖNING, A. (2000). Biologia de las lagunas de estabilización; algas. In: MENDONÇA, S.R. (Coord.). **Sistemas de lagunas de estabilización:** como utilizar

águas residuais tratadas em sistemas de regadio. [s.i.]: McGraw Hill. p.44-67.

KÖNIG, A.; SOUZA, M.S.M.; COSTA, N.A.F.; FREITAS, V.L.B.; CEBALLOS, B.S.O. (1999). Variação nictemeral da qualidade do efluente final de uma lagoa facultativa secundária e a influência das algas. In: **Anais...** 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro. I – 118 : 587-596.

KOMÁREK, J.; AZEVEDO, M.T.P. (2000). *Geitlerinema unigranulatum*, a common tropical cyanoprokaryote from freshwater reservoirs in Brazil. **Algological Studies**. 99: p.39-52.

KOMÁRKOVA-LEGNEROVÁ, J.; CRONBERG, G. (1994). Planktic blue-green algae from lakes in South Scania, Sweden. Part I. Chroococcales. **Algological Studies** 72: p.13-51.

KOSTE, W. (1978) Rotatoria: Die Rädertiere Mitteleuropas Ein Bestimmungswerk begründet von Max Voigt. Überordnung Monogonta. Gebrüder Borntraeger: Berlin, 637p.

LUDUVICE, M.L.; NEDER, K.D.; QUEIROZ, T.R.; SOUZA, M.A.A. (2001). Sólidos suspensos como indicador da densidade de algas em lagoas de estabilização. **Anais...** 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES, João Pessoa - PB, Setembro de 2001.

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

MELÃO, M.G.G. (1999). A produtividade secundária do zooplâncton: métodos, implicações e um estudo na Lagoa Dourada. In Henry, R. (ed), **Ecologia de reservatórios :estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu. FAPESP e FUNDBIO. 149-184 pp

MENEZES, M. (1994). Fitoflagelados pigmentados de quatro corpos d'água da região sul do município do Rio de Janeiro, RJ, Brasil. Tese (doutorado). Universidade de São Paulo, São Paulo. **Hoehnea**. v.35, n.3, p. 435-468.

MENEZES, M.; BICUDO, C.E.M. (2008). Flagellate green algae from four water bodies in the state of Rio de Janeiro, Southeast Brazil. **Hoehnea** 35(3): 435-468, 118 fig., 2008. Disponível em: [www.ibot.sp.gov.br/publicacoes/hoehnea/vol35/Hoehnea35\(3\)artigo12.pdf](http://www.ibot.sp.gov.br/publicacoes/hoehnea/vol35/Hoehnea35(3)artigo12.pdf) Acesso em: 10 fev. 2011.

MOSCOSO, J.C.; NAVA, H.; MUÑOZ, A.F. (1992). **Reuso en acuicultura de las aguas residuales tratadas en las lagunas de estabilización de San Juan**. *Acuicultura*. Lima, Peru, CEPIS 35p.

NANDINI, S. (1999) Variations in physic-chemical parameters and plankton community structure in a series of sewage stabilization ponds. **Revista Biologia Tropical**. v.47, (Supl.1), p.149-156.

NOGUEIRA, I.S. (1991). **Chlorococcales sensu lato (Chlorophyceae) do município do Rio de Janeiro e arredores, Brasil: inventário e considerações taxonômicas**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

REID, J.W. (1985). Chave de identificação e lista de referências bibliográficas para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). **Boletim de Zoologia**, v.9, p.17 - 143.

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

_____ (1996) The plant life of the pelagic. **Verh. Int. Ver. Limnol.**, v.26, p.97–113.

_____ (1984). Phytoplankton periodicity: the interactions of form, function and environmental variability. **Freshwat. Biol.** v.14: p.111-142.

RIOS, E.N. (2007). **Caracterização e comportamento de uma série de lagoas de polimento tratando esgotos sanitários**. Dissertação Mestrado Engenharia Civil. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. 127f,

ROCHE, K.F. (1998). Growth potential of *Daphnia magna* Straus in the water of dairy waste stabilization ponds. **Water Research**. v.32, 1325–1328.

ROUND, F.E. (1971). The taxonomy of the Chlorophyta II. **British Phycological Journal**, v.6, p.235-264.

_____ (1995). Growth of the rotifer *Brachionus calyciflorus* Pallas in dairy waste stabilization ponds. **Water Research**. v.29, p.2255–2260.

SANT'ANNA, C.L., AZEVEDO, M.T.P.; SORMUS, L. (1989). Fitoplancton do Lago das Garcas, Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, Sao Paulo, SP, Brasil: estudo taxonomico e aspectos ecologicos. **Hoehnea** 16: p.89-131.

SANT'ANNA, C.L. (1984). Chlorococcales (Chlorophyta) do Estado de São Paulo, Brasil. **Bibliotheca Phycologica**. 67: p.1-348,

SENNA, P.A.C., DELAZARI, A.; SANT'ANNA, C.L. (1999). A new planktic cyanoprokariotic species, *Cyanodictyon tropicales* (Cyanophyceae) from Espirito Santo State (Southeastern), Brazil. **Algological Studies**. 94: p.293-303.

SILVA, W.M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (2002). Distributions and abundance of Cyclopoida populations in a cascade of reservoir of the Tietê River (São Paulo State, Brazil). **Verh. Internat. Verein. Limnol.** v.28, p.667-670.

SOLDATELLI, V.F. (2007). **Avaliação da comunidade fitoplanctônica em lagoas de estabilização utilizadas no tratamento de efluentes domésticos . Estudo de caso – RTE – UCS.** Dissertação de Mestrado – Programa de Pós-Graduação em Ecologia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 182p., maio de 2007.

SORMUS, L.; BICUDO, C.E.M. (1994). Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Algas, 6: Zygnemaphyceae (Closteriaceae). **Hoehnea** 21: 7592.

STRASKABA, M.; TUNDISI, J.G. (1999). **Guidelines of Lake Management**, v.9. Reservoir Water Quality Management. Lake Environment Committee Foundation, Shiga, Japan.

SUETMASU, G.L. (1995) Aspectos generales y principios básicos de los sistemas de lagunas de estabilización. In: Seminario Internacional de Lagunas de Estabilización, **Anais...** Colombia, 3-12.

TELL, G.; CONFORTI, V. (1986). Euglenophyta Pigmentadas de la Argentina. **Bibliotheca Phycologica.** 75:p.1-301.

TUNDISI, J.G. (1988). Impactos ecológicos da construção de represas: aspectos específicos e problemas de manejo. In: TUNDISI, J.G. (ed.) **Limnologia e manejo de represas.** Monografias em Limnologia. São Carlos, USP/EESC/CRHEA. v.I, Tomo 1, p.1- 76.

UEHARA, M.Y.; VIDAL, W.L. (1989). **Operação e manutenção de lagoas anaeróbias e facultativas.** São Paulo: CETESB (Séries Manuais). 89p.

von SPERLING, M.; OLIVEIRA, C.M. (2010) Avaliação da influência do tempo de detenção hidráulica e da taxa de aplicação superficial na composição da comunidade fitoplanctônica presente em lagoas de polimento e a influência dessa comunidade nas condições ambientais (pH, OD e amônia) das lagoas. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:** Investigación, desarrollo y práctica. v.3, n. 1, p.11-21.

von SPERLING, M.; JORDÃO, E.P.; KATO, M.T.; ALEM SOBRINHO, P.; BASTOS, R.K.X.; PIVELLI, R.P. (2003) Lagoas de Estabilização. In: GONÇALVES, R. F. (Coord.). **Desinfecção de efluentes Sanitários.** Rio de Janeiro: ABES, RiMa. p.275-336 (Projeto PROSAB).

von SPERLING, M. (2002). **Lagoas de estabilização**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais. 196p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, 3).

WERNER, V.R. (2002). **Cyanophyceae/Cyanobacteria no Sistema de Lagoas e Lagunas da Planície Costeira do Estado do Rio Grande do Sul**, Brasil. Tese (doutorado). Universidade Estadual Paulista – Campus de Rio Claro, Rio Claro, SP. 363f.

XAVIER, M.B. (1994). Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Algas, 5: Euglenophyceae (Euglenaceae pigmentada). **Hoehnea** 21: p.47-73.

ZIMMO, O.R. (2003) **Nitrogen transformations and removal mechanisms in algal and duckweed waste stabilization ponds**. Tese (doutorado). Instituto Internacional de Infraestrutura, Hidráulica e Engenharia Ambiental (IHE), The Netherlands. Disponível em: <http://library.wur.nl/wda/dissertations/dis3362.pdf>. Acesso em: 15 jul. 2011.

ANEXO

Correlações de Pearson das variáveis bióticas e abióticas

LEGENDA

PRECIP	Precipitação
OD S	Oxigênio dissolvido na superfície da lagoa
OD M	Oxigênio dissolvido a meia profundidade da lagoa
OD F	Oxigênio dissolvido no fundo da lagoa
pH S	potencial de hidrogênio na superfície da lagoa
pH M	potencial de hidrogênio a meia profundidade da lagoa
pH F	potencial de hidrogênio no fundo da lagoa
TEMP S	Temperatura na superfície da lagoa
TEMP M	Temperatura a meia profundidade da lagoa
TEMP F	Temperatura no fundo da lagoa
DBO	Demanda biológica de oxigênio
DQO	Demanda química de oxigênio
LS	Taxa de aplicação superficial
NT	Nitrogênio
NH ₃	Amônia
Norg	Nitrogênio orgânico
NO ₃	Nitrato Total
PT	Fósforo total
Psol	Fósforo solúvel
N:P	Relação fósforo: nitrogênio
ALC	Alcalinidade
SST	Sólidos suspensos totais
SECCHI	Transparência
CLOR-A	Clorofila- <i>a</i>
CLA	Cladocera
COP	Copepoda
ROT	Rotifera
ZOO TOT	Zooplâncton total
LARV INS	Larvas de insetos
CHL	Chlorophyceae
CRY	Cryptophyceae
CYA	Cyanophyceae
DIN	Dinophyceae
EUG	Euglenophyceae
ZIG	Zignemaphyceae
FIT TOT	Fitoplâncton total (DEN – densidade)
RIQ	Riqueza
DIVER	Diversidade
EQUI	Equitabilidade

* valores significativo a nível $\alpha = 5\%$

LAGOA 1

	PRECIP	OD S	OD M	OD F	pH S	pH M	pH F
OD S	0,275						
OD M	0,456	0,894*					
OD F	0,688*	0,591*	0,743*				
pH S	0,199	0,778*	0,705*	0,697*			
pH M	0,250	0,683*	0,635*	0,638*	0,890*		
pH F	0,180	0,279	0,228	0,444	0,560*	0,774*	
TEMP S	0,650*	0,595*	0,607*	0,636*	0,516*	0,484	0,229
TEMP M	0,712*	0,500*	0,555*	0,646*	0,467	0,451	0,233
TEMP F	0,689*	0,461	0,514*	0,625*	0,443	0,426	0,229
DBO	-0,525*	-0,475	-0,406	-0,445	-0,305	-0,236	-0,047
LS	-0,559*	-0,682*	-0,647*	-0,636*	-0,486	-0,448	-0,297
DQO	-0,282	-0,210	-0,200	-0,251	-0,284	-0,469	-0,434
NT	-0,454	-0,558*	-0,584*	-0,559*	-0,341	-0,225	0,014
NH3	-0,206	-0,276	-0,462	-0,423	-0,144	-0,170	-0,021
NORG	-0,324	-0,395	-0,247	-0,251	-0,301	-0,326	-0,262
NO3	0,238	0,090	0,156	0,029	-0,173	-0,263	-0,378
PT	-0,324	-0,557*	-0,515*	-0,359	-0,370	-0,257	-0,022
Psol	-0,470	-0,725*	-0,685*	-0,600*	-0,580*	-0,486	-0,210
N:P	0,268	0,522*	0,350	0,226	0,413	0,300	0,075
ALC	-0,213	-0,165	-0,311	-0,291	0,004	0,139	0,338
SST	-0,377	0,026	-0,014	-0,192	-0,069	-0,190	-0,221
SECCHI	0,577*	0,176	0,230	0,251	-0,031	0,059	0,001
CLOR-A	-0,428	-0,099	-0,170	-0,160	-0,011	0,014	0,125
CLA	0,226	-0,297	-0,257	-0,005	-0,199	-0,136	-0,076
COP	0,542*	0,077	0,240	0,475	-0,048	-0,070	-0,080
ROT	0,311	-0,174	-0,036	0,174	-0,075	-0,057	-0,068
ZOO TOT	0,335	-0,213	-0,093	0,156	-0,125	-0,093	-0,079
LARV INS	-0,375	0,158	0,039	-0,054	0,307	0,280	0,117
CHL	-0,395	0,005	-0,119	-0,077	0,159	-0,078	-0,049
CRY	0,101	0,325	0,273	0,179	0,458	0,530*	0,369
CYA	-0,142	0,017	-0,123	0,007	0,061	0,123	0,232
DIN	0,257	0,289	0,259	0,459	0,472	0,556*	0,510*
EUG	-0,435	-0,627*	-0,700*	-0,562*	-0,437	-0,392	-0,049
ZIG	0,075	0,308	0,270	0,075	0,043	0,076	-0,080
FIT TOT	-0,512*	-0,083	-0,257	-0,176	0,139	-0,077	0,022
RIQ	0,460	0,397	0,376	0,502*	0,293	0,133	0,007
DIVER	0,054	-0,134	-0,207	-0,068	0,044	0,077	0,129
EQUI	-0,068	-0,298	-0,335	-0,214	-0,065	0,041	0,128

	TEMP S	TEMP M	TEMP F	DBO	LS	DQO	NT
TEMP M	0,987*						
TEMP F	0,976*	0,991*					
DBO	-0,698*	-0,661*	-0,653*				
LS	-0,865*	-0,824*	-0,828*	0,816*			
DQO	-0,432	-0,452	-0,471	0,253	0,393		
NT	-0,498	-0,482	-0,487	0,579*	0,752*	-0,063	
NH3	-0,281	-0,255	-0,256	0,425	0,514*	-0,029	0,596*
NORG	-0,468	-0,477	-0,499	0,369	0,580*	0,467	0,549*
NO3	0,007	-0,004	-0,056	-0,174	-0,045	0,551*	-0,190
PT	-0,707*	-0,656*	-0,661*	0,756*	0,772*	0,306	0,574*
Psol	-0,607*	-0,575*	-0,571*	0,540*	0,731*	0,370	0,734*
N:P	0,311	0,269	0,260	-0,182	-0,274	-0,232	-0,221
ALC	-0,054	-0,039	-0,034	0,467	0,254	-0,296	0,583*
SST	-0,447	-0,503*	-0,509*	0,471	0,337	0,774*	-0,104
SECCHI	0,492	0,526*	0,507*	-0,361	-0,388	-0,516*	0,059
CLOR-A	-0,620*	-0,619*	-0,612*	0,664*	0,536*	0,256	0,096
CLA	0,171	0,230	0,239	-0,389	-0,156	-0,239	-0,302
COP	0,250	0,262	0,266	-0,296	-0,362	0,221	-0,338
ROT	0,263	0,326	0,318	-0,441	-0,234	-0,247	-0,366
ZOO TOT	0,256	0,319	0,317	-0,454	-0,243	-0,225	-0,378

	TEMP S	TEMP M	TEMP F	DBO	LS	DQO	NT
LARV INS	-0,041	-0,055	-0,032	0,237	0,097	-0,044	-0,013
CHL	-0,298	-0,333	-0,303	0,234	0,307	0,522*	-0,178
CRY	0,405	0,391	0,425	-0,103	-0,289	-0,535*	-0,033
CYA	0,107	0,092	0,121	-0,094	-0,090	-0,324	0,164
DIN	0,183	0,199	0,176	-0,043	-0,166	-0,175	-0,160
EUG	-0,600*	-0,551*	-0,538*	0,540*	0,764*	0,185	0,711*
ZIG	0,362	0,289	0,260	-0,438	-0,431	0,410	-0,316
FIT TOT	-0,366	-0,397	-0,354	0,326	0,478	0,463	-0,011
RIQ	0,376	0,347	0,356	-0,729*	-0,545*	-0,114	-0,358
DIVER	0,119	0,140	0,181	-0,287	0,018	-0,440	0,159
EQUI	0,035	0,070	0,113	-0,033	0,166	-0,405	0,255

	NH ₃	NORG	NO3	PT	Psol	N:P	ALC
NORG	-0,039						
NO ₃	-0,239	0,427					
PT	0,343	0,423	0,033				
Psol	0,226	0,688*	0,170	0,674*			
N:P	0,425	-0,466	-0,111	-0,357	-0,705*		
ALC	0,676*	-0,222	-0,516*	0,372	0,233	0,143	
SST	-0,069	0,286	0,299	0,398	0,168	-0,026	-0,085
SECCHI	0,141	-0,224	0,068	-0,135	-0,091	0,109	0,158
CLOR-A	0,269	0,029	-0,200	0,549*	0,153	0,031	0,117
CLA	-0,277	-0,311	-0,214	-0,292	-0,251	-0,098	-0,269
COP	-0,165	0,113	0,338	-0,176	-0,221	0,182	-0,396
ROT	-0,397	-0,282	-0,193	-0,393	-0,332	-0,129	-0,357
ZOO TOT	-0,373	-0,285	-0,170	-0,377	-0,327	-0,101	-0,366
LARV INS	0,106	-0,027	-0,174	0,176	0,087	-0,113	0,166
CHL	0,009	0,059	0,139	0,012	-0,031	0,149	-0,181
CRY	0,049	-0,296	-0,357	-0,212	-0,223	0,206	0,227
CYA	0,154	-0,111	-0,394	-0,101	0,036	-0,078	0,312
DIN	-0,133	-0,215	0,014	0,336	-0,203	0,071	0,116
EUG	0,663*	0,240	-0,281	0,645*	0,679*	-0,289	0,527*
ZIG	-0,443	0,143	0,488	-0,349	0,022	-0,188	-0,329
FIT TOT	0,181	0,058	-0,022	0,106	0,092	0,104	0,003
RIQ	-0,232	-0,072	0,280	-0,457	-0,365	0,239	-0,531*
DIVER	0,037	-0,108	-0,388	-0,085	0,079	-0,186	0,118
EQUI	0,099	-0,070	-0,523*	0,014	0,169	-0,242	0,286

	SST	SECCHI	CLOR-A	CLA	COP	ROT	ZOO TOT
SECCHI	-0,646*						
CLOR-A	0,513*	-0,383					
CLA	-0,386	-0,115	-0,320				
COP	0,041	0,162	-0,186	-0,031			
ROT	-0,445	-0,052	-0,403	0,938*	0,025		
ZOO TOT	-0,424	-0,060	-0,394	0,966*	0,101	0,989*	
LARV INS	0,155	-0,141	0,389	-0,245	-0,307	-0,328	-0,331
CHL	0,577*	-0,729*	0,396	-0,150	-0,087	-0,202	-0,193
CRY	-0,218	0,219	0,026	-0,125	-0,165	-0,165	-0,168
CYA	-0,381	0,175	-0,131	-0,004	-0,155	-0,055	-0,052
DIN	0,054	0,134	0,211	-0,054	-0,080	-0,073	-0,074
EUG	-0,003	0,043	0,377	-0,209	-0,336	-0,289	-0,295
ZIG	0,208	-0,030	-0,349	-0,082	0,310	-0,057	-0,037
FIT TOT	0,509*	-0,688*	0,470	-0,217	-0,206	-0,302	-0,293
RIQ	-0,341	0,406	-0,342	-0,046	0,404	0,036	0,045
DIVER	-0,479	0,243	-0,281	0,303	-0,391	0,223	0,217
EQUI	-0,357	0,041	-0,199	0,390	-0,419	0,276	0,280

	LARV INS	CHL	CRY	CYA	DIN	EUG
CHL	0,029					
CRY	0,502*	-0,205				
CYA	0,249	-0,227	-0,135			
DIN	0,194	-0,024	0,227	-0,145		
EUG	0,096	-0,065	-0,213	0,274	-0,108	
ZIG	-0,089	0,002	-0,073	-0,106	-0,083	-0,344
FIT TOT	0,154	0,957*	-0,154	-0,032	-0,042	0,164

	LARV INS	CHL	CRY	CYA	DIN	EUG
RIQ	-0,288	-0,009	-0,021	0,071	0,106	-0,287
DIVER	0,219	-0,378	0,275	0,522*	-0,011	0,247
EQUI	0,320	-0,390	0,319	0,487	-0,131	0,270

	ZIG	FIT TOT	RIQ	DIVER
FIT TOT	-0,091			
RIQ	0,154	-0,061		
DIVER	-0,268	-0,220	0,205	
EQUI	-0,286	-0,228	-0,207	0,892*

LAGOA 2

	PRECIP	OD S	OD M	OD F	pH S	pH M	pH F
OD S	0,192						
OD M	0,592*	0,585*					
OD F	0,215	0,401	0,321				
pH S	0,428	0,803*	0,628*	0,253			
pH M	0,331	0,533*	0,477	0,131	0,853*		
pH F	-0,345	0,128	-0,183	0,107	0,228	0,326	
TEMP S	0,753*	0,216	0,511*	0,134	0,327	0,292	-0,445
TEMP M	0,791*	0,151	0,497	0,141	0,290	0,284	-0,460
TEMP F	0,755*	0,061	0,410	0,148	0,200	0,191	-0,478
DBO	-0,459	0,023	-0,162	-0,425	-0,000	0,079	0,357
LS	-0,423	-0,039	-0,380	-0,177	0,101	0,069	0,515*
DQO	-0,334	-0,115	-0,389	0,080	-0,234	-0,375	-0,253
NT	0,005	-0,292	-0,281	-0,234	-0,177	-0,065	0,104
NH3	-0,197	-0,442	-0,442	-0,536*	-0,421	-0,212	0,172
NORG	0,295	0,252	0,289	0,471	0,389	0,237	-0,110
NO3	0,274	0,171	0,264	0,085	0,225	0,039	-0,444
PT	-0,345	-0,319	-0,418	-0,302	-0,122	-0,076	0,407
Psol	-0,351	-0,452	-0,492	-0,304	-0,248	-0,189	0,249
N:P	-0,094	0,161	-0,019	-0,118	0,024	0,031	0,243
ALC	-0,259	-0,398	-0,448	-0,600*	-0,271	-0,067	0,326
SST	-0,524*	0,130	-0,398	-0,114	-0,017	-0,192	0,117
SECCHI	0,299	0,032	0,235	-0,089	0,209	0,269	0,137
CLOR-A	-0,188	0,014	-0,012	-0,331	0,024	0,156	0,288
CLA	0,221	-0,317	-0,039	0,218	-0,340	-0,209	-0,100
COP	0,023	0,066	0,200	0,186	0,338	0,350	0,325
ROT	-0,194	-0,289	0,042	-0,236	-0,134	0,062	0,103
ZOO TOT	-0,166	-0,316	0,044	-0,202	-0,157	0,050	0,101
LARV INS	-0,067	-0,450	-0,585*	-0,384	-0,377	-0,307	-0,088
CHL	-0,333	0,233	-0,144	-0,096	-0,096	-0,232	0,002
CRY	0,107	0,070	0,243	-0,294	-0,020	0,106	0,009
CYA	-0,313	-0,099	-0,164	-0,034	-0,240	-0,216	0,073
DIN	0,188	0,174	0,343	-0,092	0,281	0,376	-0,027
EUG	-0,043	-0,343	-0,107	-0,005	-0,144	-0,083	0,062
ZIG	0,231	0,291	0,256	-0,007	0,251	0,035	-0,314
FIT TOT	-0,338	0,148	-0,143	-0,132	-0,146	-0,244	0,020
RIQ	0,300	0,156	0,443	0,599	-0,056	-0,181	-0,306
DIVER	0,199	-0,188	0,255	0,316	-0,077	-0,010	-0,212
EQUI	0,057	-0,302	0,058	0,114	-0,113	0,003	-0,088

	TEMP S	TEMP M	TEMP F	DBO	LS	DQO	NT
TEMP M	0,988*						
TEMP F	0,972*	0,988*					
DBO	-0,277	-0,289	-0,282				
LS	-0,540*	-0,549*	-0,523*	0,348			
DQO	-0,368	-0,395	-0,332	-0,222	0,324		
NT	-0,089	-0,044	-0,041	0,216	0,206	-0,184	
NH3	-0,158	-0,115	-0,098	0,475	0,084	-0,341	0,773*
NORG	0,107	0,105	0,083	-0,405	0,163	0,257	0,258
NO3	0,031	0,021	0,005	-0,495	0,033	0,227	-0,178

	TEMP S	TEMP M	TEMP F	DBO	LS	DQO	NT
PT	-0,565*	-0,506*	-0,459	0,388	0,610*	0,102	0,262
Psol	-0,432	-0,405	-0,342	0,026	0,630*	0,162	0,176
N:P	-0,048	-0,054	-0,079	0,533	-0,112	-0,264	0,364
ALC	-0,122	-0,103	-0,082	0,607*	0,240	-0,357	0,704*
SST	-0,417	-0,470	-0,426	0,413	0,514*	0,693*	-0,148
SECCHI	0,146	0,114	0,055	-0,377	-0,072	-0,386	0,083
CLOR-A	-0,139	-0,112	-0,122	0,509*	0,028	-0,220	0,174
CLA	0,178	0,240	0,263	-0,350	-0,293	-0,169	-0,356
COP	-0,094	-0,125	-0,120	-0,209	0,504*	0,278	-0,189
ROT	-0,227	-0,234	-0,246	-0,001	0,286	-0,102	0,223
ZOO TOT	-0,207	-0,209	-0,217	-0,046	0,267	-0,109	0,141
LARV INS	-0,186	-0,112	-0,053	0,071	0,150	0,193	0,494
CHL	-0,317	-0,338	-0,334	0,263	0,212	0,434	-0,124
CRY	0,337	0,275	0,205	0,167	-0,336	-0,423	0,194
CYA	-0,212	-0,250	-0,253	0,055	-0,210	0,024	-0,072
DIN	0,303	0,344	0,319	0,178	-0,193	-0,276	-0,141
EUG	-0,246	-0,199	-0,171	-0,007	0,452	0,382	0,532*
ZIG	0,206	0,167	0,120	-0,556*	-0,345	0,056	-0,229
FIT TOT	-0,326	-0,348	-0,348	0,267	0,235	0,438	0,009
RIQ	0,361	0,352	0,366	-0,432	-0,348	-0,079	-0,297
DIVER	0,300	0,307	0,303	-0,431	-0,254	-0,240	-0,129
EQUI	0,164	0,178	0,171	-0,243	-0,151	-0,258	-0,028

	NH3	NORG	NO3	PT	Psol	N:P	ALC
NORG	-0,416						
NO3	-0,479	0,501*					
PT	0,328	-0,119	-0,181				
Psol	0,242	-0,110	0,054	0,745*			
N:P	0,410	-0,108	-0,348	-0,172	-0,570*		
ALC	0,922*	-0,392	-0,541*	0,460	0,362	0,349	
SST	-0,114	-0,043	-0,199	0,327	0,158	0,011	0,023
SECCHI	-0,045	0,194	0,441	-0,174	0,061	-0,085	-0,021
CLOR-A	0,507*	-0,529*	-0,558*	0,266	0,097	0,324	0,482
CLA	-0,198	-0,209	-0,077	-0,221	-0,206	-0,087	-0,310
COP	-0,455	0,456	0,259	0,061	0,237	-0,304	-0,315
ROT	0,075	0,119	0,358	0,165	0,247	-0,104	0,116
ZOO TOT	0,037	0,110	0,353	0,141	0,228	-0,122	0,070
LARV INS	0,655*	-0,298	-0,220	0,459	0,446	0,001	0,547*
CHL	-0,008	-0,172	-0,094	-0,079	-0,208	0,327	-0,093
CRY	0,388	-0,318	-0,381	-0,497	-0,390	0,312	0,348
CYA	0,149	-0,339	-0,414	0,016	0,116	-0,210	0,105
DIN	-0,011	-0,187	-0,248	0,306	0,048	-0,127	0,125
EUG	0,209	0,423	-0,079	0,237	0,169	0,054	0,154
ZIG	-0,392	0,261	0,559*	-0,415	-0,133	-0,142	-0,427
FIT TOT	0,098	-0,145	-0,192	-0,090	-0,200	0,336	-0,004
RIQ	-0,405	0,206	0,273	-0,445	-0,311	-0,157	-0,513*
DIVER	-0,299	0,280	0,202	-0,255	0,030	-0,410	-0,274
EQUI	-0,164	0,212	0,024	-0,056	0,135	-0,344	-0,077

	SST	SECCHI	CLOR-A	CLA	COP	ROT	ZOO TOT
SECCHI	-0,651*						
CLOR-A	0,093	-0,314					
CLA	-0,387	0,020	-0,350				
COP	0,115	0,201	-0,074	-0,152			
ROT	-0,319	0,580*	-0,292	0,025	0,245		
ZOO TOT	-0,352	0,579*	-0,327	0,126	0,259	0,994*	
LARV INS	0,161	-0,340	0,431	-0,132	-0,311	-0,224	-0,245
CHL	0,611*	-0,539*	0,311	-0,144	0,026	-0,419	-0,426
CRY	-0,240	0,238	0,247	-0,114	-0,226	0,027	0,007
CYA	0,142	-0,200	0,253	-0,179	-0,154	-0,233	-0,254
DIN	-0,067*	-0,118	0,389	-0,074	-0,142	-0,120	-0,131
EUG	0,211	-0,292	0,137	-0,191	0,423	0,097	0,090
ZIG	-0,215	0,334	-0,181	-0,099	0,146	-0,145	-0,148
FIT TOT	0,600*	-0,556*	0,377	-0,208	0,070	-0,395	-0,408
RIQ	-0,427	0,247	-0,457	0,369	-0,074	0,207	0,241
DIVER	-0,537*	0,378	-0,566*	0,381	-0,011	0,359	0,394

EQUI	-0,401	0,283	-0,492	0,348	-0,071	0,300	0,329
LARV INS		CHL	CRY	CYA	DIN	EUG	
CHL	0,172						
CRY	-0,142	-0,008					
CYA	0,045	-0,100	0,303				
DIN	0,048	-0,121	-0,056	-0,162			
EUG	0,371	0,168	-0,109	-0,080	-0,238		
ZIG	-0,148	0,107	-0,066	-0,098	-0,100	-0,207	
FIT TOT	0,225	0,965*	0,127	0,027	-0,188	0,346	
RIQ	-0,476	-0,363	-0,003	-0,103	-0,069	-0,263	
DIVER	-0,446	-0,751*	0,022	0,012	-0,050	-0,151	
EQUI	-0,351	-0,745*	0,003	0,095	-0,015	-0,111	
	ZIG	FIT TOT	RIQ	DIVER			
FIT TOT	0,046						
RIQ	-0,026	-0,407					
DIVER	0,008	-0,733*	0,634*				
EQUI	-0,062	-0,714	0,334	0,921*			

LAGOA 3

	PRECIP	OD S	OD M	OD F	pH S	pH M	pH F
OD S	0,202						
OD M	0,346	0,779*					
OD F	-0,144	0,160	0,447				
pH S	0,376	0,728*	0,659*	0,233			
pH M	0,056	0,489	0,384	0,217	0,765*		
pH F	-0,385	-0,107	-0,224	0,422	0,260	0,518*	
TEMP S	0,665*	0,411	0,465	-0,203	0,340	0,165	-0,485
TEMP M	0,712*	0,341	0,419	-0,228	0,318	0,154	-0,478
TEMP F	0,739*	0,305	0,392	-0,195	0,309	0,137	-0,451
DBO	-0,234	0,029	-0,177	0,194	-0,072	-0,074	0,381
LS	-0,418	-0,280	-0,361	0,058	-0,036	0,007	0,493
DQO	0,062	-0,448	-0,259	-0,376	-0,163	-0,203	-0,072
NT	0,257	-0,202	-0,132	-0,055	-0,035	-0,393	-0,058
NH3	-0,039	-0,267	-0,433	-0,288	-0,396	-0,301	0,022
NORG	0,358	0,004	0,250	0,207	0,336	-0,203	-0,094
NO3	0,090	0,025	0,413	0,275	0,265	0,057	-0,173
PT	-0,052	-0,578*	-0,698*	-0,126	-0,236	-0,072	0,481
Psol	-0,248	-0,615*	-0,636*	-0,258	-0,230	-0,018	0,367
N:P	0,151	0,369	0,308	0,051	-0,083	-0,258	-0,333
ALC	-0,251	-0,237	-0,555*	-0,264	-0,201	0,002	0,414
SST	-0,321	-0,083	-0,472	-0,221	-0,015	0,110	0,454
SECCHI	0,189	0,200	0,411	-0,022	0,152	-0,165	-0,456
CLOR-A	-0,139	0,133	-0,111	0,137	-0,054	-0,052	0,192
CLA	0,231	0,377	0,408	-0,362	0,335	0,336	-0,301
COP	-0,209	-0,132	-0,171	0,190	0,292	0,470	0,790*
ROT	-0,250	-0,230	-0,284	-0,181	-0,199	-0,192	-0,003
ZOO TOT	-0,245	-0,189	-0,243	-0,204	-0,090	-0,051	0,087
LARV INS	-0,015	-0,063	-0,096	-0,096	-0,330	-0,214	-0,231
CHL	0,045	0,215	-0,022	0,295	0,083	0,001	0,312
CRY	-0,073	0,458	0,137	0,191	0,033	0,016	0,105
CYA	-0,432	0,160	-0,061	0,388	-0,009	0,093	0,490
DIN	0,032	0,096	-0,129	0,083	0,107	0,131	0,306
EUG	-0,053	-0,332	-0,304	-0,041	-0,228	-0,101	0,190
ZIG	0,193	0,322	0,388	-0,172	0,134	-0,107	-0,518*
FIT TOT	-0,023	0,201	-0,040	0,299	0,052	0,004	0,337
RIQ	0,369	0,370	0,379	0,019	0,394	0,043	-0,057
DIVER	-0,159	0,310	0,404	0,296	0,281	0,391	0,163
EQUI	-0,258	0,101	0,179	0,140	0,123	0,362	0,068
	TEMP S	TEMP M	TEMP F	DBO	LS	DQO	NT
TEMP M	0,988*						
TEMP F	0,976*	0,993*					
DBO	-0,288	-0,260	-0,226				
LS	-0,461	-0,455	-0,426	0,139			

	TEMP S	TEMP M	TEMP F	DBO	LS	DQO	NT
DQO	-0,225	-0,192	-0,219	-0,352	0,200		
NT	-0,030	0,028	0,098	0,294	0,144	0,064	
NH3	-0,092	-0,045	0,008	0,475	0,063	-0,044	0,619*
NORG	0,050	0,078	0,114	-0,087	0,184	0,123	0,659*
NO3	0,144	0,116	0,098	-0,496	-0,094	0,278	-0,199
PT	-0,351	-0,276	-0,226	0,261	0,183	0,206	0,322
Psol	-0,248	-0,188	-0,150	0,103	0,338	0,365	0,402
N:P	0,133	0,098	0,120	0,307	-0,338	-0,332	0,235
ALC	-0,131	-0,118	-0,068	0,474	0,495	-0,103	0,378
SST	-0,329	-0,300	-0,290	0,505	0,407	0,156	0,070
SECCHI	0,055	0,018	-0,024	-0,298	-0,530*	0,154	0,058
CLOR-A	-0,335	-0,326	-0,292	0,490	-0,066	-0,118	0,281
CLA	0,316	0,345	0,269	-0,180	-0,214	0,248	-0,215
COP	-0,286	-0,286	-0,301	-0,027	0,341	0,262	-0,281
ROT	-0,400	-0,399	-0,402	-0,228	0,431	-0,001	0,081
ZOO TOT	-0,393	-0,387	-0,405	-0,259	0,452	0,087	-0,005
LARV INS	0,003	0,019	0,041	0,160	-0,457	-0,122	-0,064
CHL	-0,291	-0,261	-0,229	0,531*	0,012	-0,254	0,152
CRY	-0,082	-0,121	-0,109	0,569*	-0,133	-0,424	0,055
CYA	-0,552*	-0,553*	-0,547*	0,645*	0,182	-0,123	-0,029
DIN	-0,187	-0,164	-0,153	0,186	-0,153	-0,106	-0,008
EUG	-0,288	-0,218	-0,162	0,297	0,365	0,135	0,494
ZIG	0,286	0,210	0,164	-0,543*	-0,462	0,225	-0,164
FIT TOT	-0,336	-0,309	-0,277	0,576*	0,050	-0,239	0,167
RIQ	0,218	0,182	0,159	0,065	0,075	0,092	0,033
DIVER	0,130	0,065	0,047	-0,018	-0,103	-0,204	-0,376
EQUI	0,276	0,208	0,195	-0,255	-0,173	-0,241	-0,389

	NH3	NORG	NO3	PT	Psol	N:P	ALC
NORG	-0,183						
NO3	-0,757*	0,475					
PT	0,412	0,007	-0,344				
Psol	0,438	0,082	-0,096	0,701*			
N:P	0,438	-0,125	-0,349	-0,430	-0,515*		
ALC	0,780*	-0,273	-0,688*	0,473	0,595*	0,097	
SST	0,407	-0,303	-0,451	0,445	0,367	-0,021	0,597*
SECCHI	-0,390	0,447	0,476	-0,442	-0,359	0,128	-0,669*
CLOR-A	0,572*	-0,196	-0,599*	0,291	0,001	0,430	0,353
CLA	-0,173	-0,102	0,075	-0,287	-0,124	-0,142	-0,287
COP	-0,333	-0,034	0,158	0,327	0,241	-0,508*	0,068
ROT	-0,097	0,196	-0,067	0,031	0,094	-0,270	0,022
ZOO TOT	-0,184	0,171	-0,025	0,042	0,116	-0,381	-0,015
LARV INS	0,215	-0,286	-0,117	0,041	0,004	0,293	0,010
CHL	0,274	-0,072	-0,478	0,331	-0,193	0,299	0,149
CRY	0,398	-0,312	-0,591*	-0,162	-0,302	0,622*	0,314
CYA	0,249	-0,274	-0,399	0,189	-0,025	0,212	0,236
DIN	0,104	-0,109	-0,348	0,612*	0,043	-0,151	0,072
EUG	0,699*	-0,050	-0,408	0,275	0,377	0,327	0,519*
ZIG	-0,286	0,070	0,372	-0,446	-0,439	0,276	-0,502
FIT TOT	0,341	-0,117	-0,515*	0,307	-0,154	0,344	0,212
RIQ	-0,315	0,341	0,213	-0,174	-0,235	-0,071	-0,210
DIVER	-0,353	-0,132	0,390	-0,434	-0,149	0,079	-0,153
EQUI	-0,269	-0,229	0,363	-0,305	0,061	-0,093	-0,026

	SST	SECCHI	CLOR-A	CLA	COP	ROT	ZOO TOT
SECCHI	-0,648*						
CLOR-A	0,509*	-0,269					
CLA	-0,149	0,279	-0,229				
COP	0,301	-0,217	-0,151	-0,125			
ROT	-0,297	0,212	-0,278	-0,011	-0,045		
ZOO TOT	-0,263	0,217	-0,338	0,133	0,112	0,974	
LARV INS	-0,021	-0,018	0,253	-0,146	-0,345	-0,181	-0,264
CHL	0,440	-0,322	0,649	-0,187	0,033	-0,136	-0,159
CRY	0,257	-0,182	0,606*	-0,123	-0,220	-0,200	-0,258
CYA	0,561*	-0,307	0,714*	-0,155	0,164	-0,180	-0,173
DIN	0,299	-0,263	0,517*	-0,080	0,151	-0,120	-0,104

EUG	0,396	-0,339	0,358	-0,151	-0,082	0,004	-0,035
	SST	SECCHI	CLOR-A	CLA	COP	ROT	ZOO TOT
ZIG	-0,353	0,633*	-0,041	0,178	-0,178	-0,096	-0,096
FIT TOT	0,481	-0,340	0,695*	-0,193	0,025	-0,148	-0,173
RIQ	-0,285	0,341	-0,331	0,379	0,051	0,091	0,160
DIVER	-0,252	0,206	-0,412	0,076	0,143	-0,062	-0,025
EQUI	-0,208	0,050	-0,357	-0,133	0,081	-0,135	-0,142

	LARV INS	CHL	CRY	CYA	DIN	EUG
CHL	0,097					
CRY	0,290	0,608*				
CYA	0,180	0,769*	0,687*			
DIN	0,212	0,589*	0,155	0,373		
EUG	-0,017	0,348	0,186	0,324	-0,179	
ZIG	-0,028	-0,207	-0,152	-0,254	-0,148	-0,231
FIT TOT	0,119	0,990*	0,666*	0,829*	0,528*	0,424
RIQ	-0,296	0,031	0,122	-0,100	-0,018	-0,394
DIVER	0,184	-0,166	0,112	0,057	-0,365	-0,076
EQUI	0,245	-0,508*	-0,189	-0,234	-0,302	-0,211

	ZIG	FIT TOT	RIQ	DIVER
FIT TOT	-0,223			
RIQ	0,050	-0,012		
DIVER	0,137	-0,129	0,201	
EQUI	0,196	-0,478	-0,291	0,716*

LAGOA 4

	PRECIP	OD S	OD M	OD F	pH S	pH M	pH F
OD S	0,155						
OD M	0,000	0,674*					
OD F	-0,247	0,325	0,737*				
pH S	0,154	0,872*	0,575*	0,402			
pH M	0,040	0,808*	0,578*	0,488	0,964*		
pH F	-0,186	0,577*	0,331	0,508*	0,798*	0,893*	
TEMP S	0,666*	0,441	0,165	-0,254	0,402	0,338	0,066
TEMP M	0,707*	0,367	0,110	-0,261	0,366	0,310	0,053
TEMP F	0,742*	0,322	0,137	-0,241	0,332	0,262	-0,021
DBO	-0,270	0,072	-0,213	-0,032	0,131	0,124	0,260
LS	-0,056	-0,096	-0,187	-0,176	-0,018	-0,065	-0,068
DQO	0,264	-0,305	-0,541*	-0,685*	-0,307	-0,387	-0,461
NT	0,263	0,083	-0,318	-0,469	0,112	-0,019	-0,101
NH3	-0,095	-0,013	-0,380	-0,296	0,053	0,000	0,076
NORG	0,463	0,128	-0,112	-0,405	0,112	-0,028	-0,215
NO3	0,111	0,127	0,154	-0,072	0,148	0,100	-0,160
PT	0,093	-0,123	-0,338	-0,111	0,217	0,237	0,335
Psol	0,144	-0,209	-0,238	-0,157	0,146	0,124	0,059
N:P	-0,182	0,208	-0,021	-0,101	0,016	-0,032	-0,030
ALC	-0,318	0,197	-0,049	0,048	0,364	0,402	0,499
SST	0,057	0,184	-0,337	-0,464	0,216	0,123	0,137
SECCHI	-0,228	-0,345	0,266	0,318	-0,414	-0,373	-0,374
CLOR-A	-0,154	0,226	-0,068	-0,024	0,279	0,271	0,324
CLA	0,221	-0,006	-0,175	-0,404	-0,231	-0,273	-0,353
COP	0,251	0,021	0,183	0,177	0,130	0,152	0,219
ROT	-0,091	0,066	0,276	0,046	-0,109	-0,033	-0,056
ZOO TOT	-0,040	0,065	0,265	0,017	-0,118	-0,047	-0,071
LARV INS	-0,206	0,447	0,310	0,292	0,483	0,525*	0,414
CHL	0,138	0,152	0,000	0,188	0,132	0,133	0,209
CRY	-0,208	0,258	0,188	0,261	0,220	0,237	0,255
CYA	-0,372	0,036	0,285	0,604*	0,142	0,237	0,392
DIN	0,094	-0,315	-0,418	-0,417	-0,106	-0,081	-0,077
EUG	-0,020	-0,307	-0,506*	-0,491	-0,185	-0,194	-0,156
ZIG	0,181	-0,127	-0,026	-0,124	-0,246	-0,329	-0,397
FIT TOT	0,080	0,141	0,008	0,224	0,138	0,148	0,241
RIQ	0,143	0,048	0,134	-0,175	-0,256	-0,278	-0,400
DIVER	0,043	0,223	0,293	-0,060	0,105	0,065	-0,156
EQUI	0,148	0,196	0,285	-0,009	0,224	0,190	-0,074

	TEMP S	TEMP M	TEMP F	DBO	LS	DQO	NT
TEMP M	0,989*						
TEMP F	0,973*	0,990*					
DBO	-0,379	-0,362	-0,482				
LS	-0,301	-0,288	-0,243	0,554*			
DQO	0,062	0,092	0,102	0,371	0,295		
NT	0,188	0,205	0,192	0,576*	0,475	0,735*	
NH3	-0,175	-0,118	-0,167	0,738*	0,356	0,441	0,722*
NORG	0,428	0,400	0,423	0,157	0,343	0,656	0,781*
NO3	0,350	0,336	0,413	-0,297	0,036	0,154	-0,022
PT	-0,112	-0,056	-0,113	0,568*	0,256	0,426	0,433
Psol	0,127	0,191	0,177	0,293	0,209	0,391	0,407
N:P	-0,110	-0,120	-0,046	0,153	0,167	0,103	0,290
ALC	-0,150	-0,116	-0,222	0,568*	0,198	-0,083	0,181
SST	0,172	0,173	0,124	0,558*	0,096	0,609*	0,755*
SECCHI	-0,275	-0,322	-0,277	-0,375	0,020	-0,281	-0,467
CLOR-A	-0,240	-0,216	-0,278	0,732*	0,162	0,351	0,601*
CLA	0,334	0,280	0,231	-0,023	-0,075	0,357	0,293
COP	0,130	0,140	0,119	-0,143	-0,440	-0,165	-0,205
ROT	0,007	-0,009	-0,052	0,036	-0,474	-0,137	-0,152
ZOO TOT	0,055	0,035	-0,014	0,019	-0,491	-0,109	-0,134
LARV INS	0,222	0,220	0,189	0,045	-0,222	-0,164	-0,023
CHL	-0,123	-0,069	-0,112	0,273	-0,366	0,033	0,265
CRY	-0,215	-0,184	-0,212	0,452	-0,192	0,038	0,292
CYA	-0,104	-0,112	-0,100	-0,068	-0,456	-0,500*	-0,347
DIN	0,091	0,165	0,152	0,280	0,140	0,475	0,450
EUG	0,003	0,071	0,036	0,453	0,197	0,575*	0,679*
ZIG	0,239	0,207	0,185	-0,354	-0,537	0,103	0,023
FIT TOT	-0,137	-0,081	-0,123	0,301	-0,422	0,018	0,274
RIQ	0,305	0,228	0,184	-0,228	-0,292	0,107	0,036
DIVER	0,303	0,241	0,224	-0,078	0,200	0,055	0,134
EQUI	0,336	0,296	0,313	-0,196	0,390	0,022	0,027

	NH3	NORG	NO3	PT	Psol	N:P	ALC
NORG	0,131						
NO3	-0,303	0,243					
PT	0,428	0,235	-0,005				
Psol	0,382	0,241	0,196	0,688*			
N:P	0,398	0,054	0,104	-0,271	-0,431		
ALC	0,650*	-0,327	-0,297	0,374	0,387	0,033	
SST	0,660*	0,484	-0,058	0,378	0,202	0,378	0,353
SECCHI	-0,666*	-0,068	0,090	-0,420	-0,200	-0,368	-0,534*
CLOR-A	0,803*	0,135	-0,256	0,555*	0,205	0,370	0,542*
CLA	-0,140	0,547*	0,235	-0,122	-0,078	-0,001	-0,381
COP	-0,304	-0,019	-0,261	0,169	-0,017	-0,366	-0,085
ROT	-0,018	-0,201	-0,224	-0,047	-0,253	0,014	0,121
ZOO TOT	-0,061	-0,137	-0,216	-0,043	-0,255	-0,022	0,067
LARV INS	0,073	-0,099	0,484	-0,036	0,041	0,199	0,160
CHL	0,439	-0,017	-0,287	0,175	-0,154	0,278	0,086
CRY	0,542*	-0,074	-0,065	0,009	-0,096	0,532*	0,300
CYA	-0,208	-0,311	-0,115	-0,218	-0,080	0,041	-0,039
DIN	0,603*	0,103	-0,105	0,504*	0,749*	-0,069	0,471
EUG	0,807*	0,246	-0,176	0,352	0,596	0,139	0,465
ZIG	-0,239	0,248	-0,089	-0,307	-0,046	-0,267	-0,490
FIT TOT	0,474	-0,035	-0,301	0,164	-0,121	0,303	0,119
RIQ	-0,350	0,367	0,032	-0,441	-0,268	-0,096	-0,553
DIVER	-0,173	0,347	0,321	-0,347	0,046	0,006	-0,132
EQUI	-0,242	0,257	0,462	-0,123	0,306	-0,204	0,016

	SST	SECCHI	CLOR-A	CLA	COP	ROT	ZOO TOT
SECCHI	-0,629*						
CLOR-A	0,647*	-0,604*					
CLA	0,132	0,210	-0,165				
COP	-0,089	0,039	-0,129	-0,030			
ROT	-0,110	0,052	0,204	-0,022	0,277		
ZOO TOT	-0,101	0,077	0,167	0,084	0,360	0,990*	
LARV INS	0,168	-0,231	0,211	-0,121	-0,402	-0,248	-0,292

CHL	0,230	-0,415	0,615*	-0,112	0,017	-0,019	-0,029
	SST	SECCHI	CLOR-A	CLA	COP	ROT	ZOO TOT
CRY	0,373	-0,299	0,659*	-0,106	-0,212	-0,032	-0,063
CYA	-0,171	0,255	-0,210	-0,188	0,218	-0,175	-0,169
DIN	0,297	-0,408	0,353	-0,068	-0,071	0,080	0,063
EUG	0,509*	-0,412	0,500*	0,091	-0,260	-0,089	-0,101
ZIG	-0,047	0,294	-0,292	0,226	0,229	-0,064	-0,015
FIT TOT	0,253	-0,406	0,626	-0,124	0,014	-0,045	-0,056
RIQ	-0,139	0,464	-0,327	0,743*	0,141	0,225	0,312
DIVER	-0,042	0,395	-0,249	0,419	-0,161	0,026	0,055
EQUI	-0,190	0,313	-0,323	0,188	-0,258	-0,067	-0,069

	LARV	INS	CHL	CRY	CYA	DIN	EUG
CHL	0,305						
CRY	0,554*	0,717*					
CYA	0,218	-0,080	0,157				
DIN	-0,187	-0,097	-0,016	-0,155			
EUG	-0,009	0,186	0,335	-0,177	0,835*		
ZIG	-0,169	0,001	-0,213	0,147	-0,117	-0,037	
FIT TOT	0,340	0,990*	0,770*	0,031	-0,055	0,240	
RIQ	-0,213	-0,185	-0,144	0,060	-0,176	-0,083	
DIVER	0,063	-0,413	0,037	0,026	-0,016	0,068	
EQUI	0,042	-0,585	-0,261	-0,156	0,129	-0,005	

	ZIG	FIT TOT	RIQ	DIVER
FIT TOT	0,013			
RIQ	0,611*	-0,176		
DIVER	0,200	-0,381	0,605*	
EQUI	-0,023	-0,587	0,229	0,806*

20/7/2011 13:00:33

Welcome to Minitab, press F1 for help.
Retrieving project from file: 'F:\NOVAS ANALISES\CORRELAÇÕES (POR LAGOA).MPJ'