

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

**Dissertação de Mestrado**

***AVALIAÇÃO DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA EM LAGOAS DE  
ESTABILIZAÇÃO UTILIZADAS NO TRATAMENTO DE EFLUENTES  
DOMÉSTICOS***

***ESTUDO DE CASO – ETE - UCS***

Volnei Flávio Soldatelli

Porto Alegre, maio de 2007.

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS

***AVALIAÇÃO DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA EM LAGOAS DE  
ESTABILIZAÇÃO UTILIZADAS NO TRATAMENTO DE EFLUENTES  
DOMÉSTICOS***

***ESTUDO DE CASO – ETE - UCS***

Volnei Flávio Soldatelli

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, do Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Albano Schwarzbold

Co-orientador: Prof. Dr. Lademir Luiz Beal

Comissão Examinadora:

Profa. Dra. Ana Luiza Miranda

Prof. Dr. Luiz Olinto Monteggia

Profa. Dra. Vânia Elisabete Schneider

Porto Alegre, maio de 2007.

Dedico este trabalho

à minha esposa Cinára, pelo incentivo, paciência, compreensão e amor, além de ter sido a minha terapeuta em todos os momentos deste laborioso processo.

aos meus pais, por terem me guiado no caminho da bondade, da honestidade e do respeito à vida .

aos meus filhos, por terem me ensinado a evoluir na arte do bem-querer e do amar.

A terra não pertence ao homem; é o homem que pertence à terra. Todas as coisas estão interligadas, como o sangue que une a família. Tudo está relacionado entre si. O que fere a terra fere também aos filhos da terra. Não foi o homem que teceu a trama da Vida: ele é meramente um fio da mesma. Tudo o que ele fizer à trama, a si próprio fará.

O nosso Deus é o mesmo Deus da humanidade inteira. E quer bem igualmente ao homem vermelho como ao branco. A terra é amada por Ele. E causar dano a terra é demonstrar desprezo pelo seu Criador. Uma coisa sabemos: nem mesmo o homem branco pode evitar o nosso destino comum.

Trecho da carta do Cacique Seattle ao Presidente dos EUA em 1855.

## AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, prof. Dr. Albano Schwarzbald, pelo exemplo de dedicação à pesquisa científica, pela camaradagem, incentivo, amizade e confiança depositada em meu trabalho.

Ao meu co-orientador, prof. Dr. Lademir Luiz Beal, pelas sugestões, orientações e críticas que muito contribuíram para o desenvolvimento deste projeto.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, pelo apoio científico, pelos recursos disponibilizados e pelas facilidades concedidas para a realização deste trabalho.

À Universidade de Caxias do Sul, especialmente ao Instituto de Saneamento, por possibilitar a realização desta obra.

Às Biólogas Ms. Raquel Finkler e Ms. Jaqueline Correa Torves, à Engenheira Química Zelma Souza de Almeida e a auxiliar técnica Vera Lúcia Amaral Monteiro, do Laboratório de Saneamento da UCS, pela orientação, apoio, auxílio e companhia.

Ao Biólogo e colega Roges Roveda da Silva, pelo auxílio inestimável na análise estatística.

Ao técnico em informática Joel Martins, pelo inestimável auxílio prestado na graficação de mapas, tabelas e figuras.

Ao colega e amigo Celso Bridi, pela diagramação do texto.

À querida amiga e colega Karla Dutra Pozenato, pela boa vontade na revisão do texto.

Aos professores do PPG de Ecologia, pela cooperação, dedicação e sugestões, que muito me incentivaram na realização deste estudo.

À secretária Silvana Barzotto, pela atenção, carinho e auxílio prestados.

À Dra. Sandra Maria Alves da Silva, da Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, pelas valiosas sugestões apresentadas para a análise do fitoplâncton.

Aos colegas Dr. Adalto Bianchini da Fundação Universidade do Rio Grande e Dr. Aducto B. Pereira Neto, da Universidade Federal do Paraná, pelo incentivo e apoio prestados.

Ao Biólogo Ms. Ronaldo Padilha, pelas sugestões dadas na parte metodológica e contagem do fitoplâncton.

Ao técnico do Laboratório de Metalografia da UCS Luis Antônio Puton, pelo auxílio na microscopia.

Ao 8º Distrito de Meteorologia do Ministério da Agricultura de Porto Alegre, pela gentileza no fornecimento dos dados de precipitação pluviométrica.

Às colegas Dra. Vânia Elizabete Schneider e Dra. Claudia Teixeira Panarotto, pelo incentivo e carinho dispensados.

As colegas do PPG de Ecologia, em especial as amigas Aleksandra Fontanela, Melissa Bergmann e Margarete Sponchiado, pelo estímulo e amizade.

À Dra. Ana Luiza Miranda, ao Dr. Luiz Olinto Monteggia e a Dra. Vânia Elizabete Schneider, meus examinadores pelas valiosas críticas e sugestões.

Às minhas irmãs Lúcia Bernardete e Marisa Beatriz, pelo incentivo e carinho.

Aos meus amigos, pelo estímulo e apoio recebido.

Às demais pessoas que contribuíram de algum modo para a realização deste trabalho.

MUITO OBRIGADO!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>Introdução .....</b>	<b>20</b>
<b>2</b>	<b>Referencial teórico .....</b>	<b>26</b>
2.1	Lagoas de estabilização .....	26
2.2	ETE – UCS .....	28
2.2.1	Lagoas aeradas .....	29
2.2.2	Lagoas de sedimentação .....	29
2.2.3	Lagoas de maturação com chicanas .....	29
2.3	A influência das condições ambientais em lagoas de estabilização .....	31
2.4	O Fitoplâncton como indicador biológico .....	33
2.5	Gêneros de algas mais freqüentes em lagoas de estabilização .....	34
<b>3</b>	<b>Objetivos .....</b>	<b>35</b>
3.1	Objetivo geral .....	35
3.2	Objetivos específicos .....	35
<b>4</b>	<b>Área de estudos .....</b>	<b>36</b>
<b>5</b>	<b>Materiais e métodos .....</b>	<b>39</b>
5.1	Amostragem .....	39
5.2	Análise das variáveis climatológicas .....	41
5.3	Análise das variáveis físicas, físico-químicas e químicas da água .....	41
5.3.1	Variáveis físicas da água .....	41
5.3.2	Variáveis físico-químicas da água .....	42
5.3.3	Variáveis químicas da água .....	42
5.4	Análise das variáveis biológicas .....	43
5.4.1	Clorofila <i>a</i> .....	43
5.5	Análise do fitoplâncton .....	44
5.5.1	Análise qualitativa .....	44
5.5.2	Análise quantitativa .....	45
5.5.3	Estrutura da comunidade fitoplanctônica .....	46
5.6	Análise estatística dos dados .....	48
5.6.1	Análise de agrupamento (Cluster) .....	48
5.6.2	Correlação linear de Pearson .....	48
5.6.3	Análise de regressão linear múltipla .....	49
<b>6</b>	<b>Resultados .....</b>	<b>50</b>
6.1	Variáveis climatológicas .....	50
6.1.1	Temperatura do ar .....	50
6.1.2	Pluviosidade .....	51
6.2	Variáveis físicas, físico-químicas e químicas da água .....	53
6.2.1	Variáveis físicas da água .....	53

6.2.2	Variáveis físico-químicas da água .....	56
6.2.3	Variáveis químicas da água .....	58
6.2.4	Clorofila <i>a</i> .....	68
6.3	Análise do fitoplâncton .....	69
6.3.1	Análise qualitativa .....	69
6.3.2	Análise quantitativa .....	83
6.4	Diversidade de espécies .....	90
6.5	Equitabilidade .....	91
6.6	Análise de agrupamento (Cluster) .....	99
6.7	Análise de regressão linear múltipla .....	102
<b>7</b>	<b>Discussão .....</b>	<b>106</b>
7.1	Variáveis climatológicas, físicas, físico-químicas e químicas da água .....	106
7.1.1	Variáveis climatológicas .....	106
7.1.2	Variáveis físicas da água .....	106
7.1.3	Variáveis físico-químicas da água .....	108
7.1.4	Variáveis químicas da água .....	111
7.2	Clorofila <i>a</i> .....	119
7.3	A comunidade fitoplanctônica .....	121
7.3.1	Diversidade específica e equitabilidade .....	131
7.4	Relação das variáveis ambientais com a estrutura da comunidade fitoplanctônica .....	134
<b>8</b>	<b>Conclusões .....</b>	<b>145</b>
<b>9</b>	<b>Sugestões .....</b>	<b>148</b>
<b>10</b>	<b>Bibliografia .....</b>	<b>149</b>
<b>11</b>	<b>Anexos .....</b>	<b>163</b>

## RESUMO

Este trabalho teve por objetivo relacionar 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), suas relações com as variáveis abióticas (temperatura do ar e da água, turbidez, transparência da água, pH, condutividade elétrica, OD, DBO<sub>5</sub> total e solúvel, DQO total e solúvel, sólidos suspensos totais e voláteis, nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal e fósforo total), além da precipitação pluviométrica e da intensidade do vento. As amostragens foram mensais no período de agosto/05 a julho/06.

As análises quali-quantitativas do fitoplâncton foram realizadas em microscópio binocular, sendo que, para a quantificação, utilizou-se a câmara de Sedwick-Rafter. Na análise quali-quantitativa foram identificados 242 táxons em níveis genérico, específico e infra-específico. A comunidade fitoplanctônica mostrou-se semelhante nos doze meses amostrados, sendo que as classes Chlorophyceae e Zignematophyceae foram as mais representativas nos períodos mais quentes. No período de temperaturas mais baixas, predominaram as classes Cianophyceae, Bacillariophyceae e Euglenophyceae. Os gêneros com maior densidade anual, dentre as classes estudadas, foram representados por: *Chlamydomonas*, *Synechocystis*, *Surirella*, *Euglena* e *Cosmarium*. As espécies com maior densidade anual, dentre os gêneros registrados, foram: *Chlorella miniata*, *Synechocystis aquatilis*, *Surirella ovata*, *Lepocinclis fusiformis* e *Cosmarium* sp. c. Os resultados mostraram que ocorreu uma variação sazonal no "standing-stock" com um máximo no outono e verão e um mínimo na primavera e no inverno. O "standing-stock" foi de 589.060 ind./mL a 1.181.498 ind./mL, com o valor médio anual de 898.166 ind./mL.

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, porém revelaram uma maior diferença entre os meses amostrados.



Na análise de agrupamento, tanto a riqueza quanto a abundância de indivíduos encontradas na Entrada da Lagoa de Maturação 1 (ELM1) e Saída da Lagoa de Maturação 1 (SLM1) foram similares entre si, no entanto diferiram da encontrada na Saída da Lagoa de Maturação 2 (SLM2). Essa diferença foi determinada, provavelmente, pelas variações existentes entre as variáveis ambientais estudadas da Lagoa de Maturação 1 (LM1) e da Lagoa de Maturação 2 (LM2) e pelo tempo de detenção hidráulica de cada Lagoa de Maturação.

Na análise de regressão linear múltipla, constatou-se que a turbidez foi a única variável que influenciou diretamente na riqueza, abundância e diversidade fitoplanctônica. Isso ocorreu, provavelmente, porque essa variável reduz a penetração da luz, fator que controla a temperatura e a fotossíntese, alterando, com isso, a estrutura da comunidade fitoplanctônica.

**Palavras-chave:** fitoplâncton, estrutura da comunidade, variáveis ambientais, lagoas de estabilização, Estação de Tratamento de Esgotos.

## ABSTRACT

The aim of this paper is to establish a relationship between the phytoplanktic's community structure with the physical, physical-chemical and chemical variables of the Maturation Lakes from Station Sewerage Treatment of Caxias do Sul University, over a year. It has been considered the community's features (richness, composition, density, diversity and equitability), their relationships between the abiotic variables (air and water temperature, turbidity, water transparency, pH, electric conductivity, DO, total and soluble BOD<sub>5</sub>, total and soluble COD, total and volatile suspended solids, nitrate, nitrite, ammonium nitrogen and total phosphorus), as well as the rainfalls and the wind's intensity. The samples were taken monthly from August 2005 to July 2006.

The quali-quantitative phytoplankton analysis were carried out in a binocular optic microscope and for the quantification a of Sedwick-Rafter's chamber was used as well. In the quali-quantitative analysis were identified 242 taxa in generic levels, specific and infra-specific. The phytoplanktic community was similar all over the 12 months sampled, however the Chlorophyceae and Zignematophyceae were more significant in the hot months. In the low temperature months it could be perceived the Cianophyceae, Bacillariophyceae and the Euglenophyceae more significantly. The genre with higher annual density among the classes been studied were: *Chlamydomonas*, *Synechocystis*, *Surirella*, *Euglena* and *Cosmarium*. The species with highest annual density among the classes been studied were: *Chorella miniata*, *Synechocystis aquatilis*, *Surirella ovata*, *Lepocinclis fusiformis* and *Cosmarium* sp c. The results showed a seasonal variation in the standing-stock with a maximum in the fall and summer and a minimum in the spring and winter. The standing-stock was 589.060 ind./mL a 1.181.498 ind./mL, with the medium annual rate of 898.166 ind./mL.

The diversity and equality levels, as well as the richness values showed a slight difference among the seasons of the year themselves and the seasons sampled, however, they showed a bigger difference in the sampled months.

In the grouping analysis, either the richness or the abundance of individuals found in the entrance of Maturation Lake 1 (EML1) and the exit of the Maturation Lake

1 (SML1), were alike each other, however, they differ from those found in the exit of the Maturation Lake 2 (SML2). This difference was probably defined by the remaining environmental variables studied from Maturation Lake 1 (ML1) and from the Maturation Lake 2 (ML2) and for the time of hydraulical retention of each Maturation Lake.

In the linear multiple regression analysis, the results showed that the turbidity was the only variable that influenced directly in the phytoplanktic's richness, abundance and diversity. That probably might have happened due to the turbidity which reduces the light penetration, a factor which controls the temperature, the photosynthesis, changing that way the structure of the phytoplanktic community.

**Key words:** phytoplankton, community's structure, environmental variables, stabilization lakes, Station Sewerage Treatment.

## LISTA DE TABELAS

- Tabela 1: Características do Projeto do Sistema de Lagoas.
- Tabela 2: Valores de temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) do ar, nos momentos das coletas, no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.
- Tabela 3: Valores de precipitação (mm de chuva) nas semanas que antecederam as coletas, no período de agosto/05 a julho/06, medidos na Estação do Aeroporto de Caxias do Sul. (fonte: 8<sup>o</sup> Distrito de Meteorologia de Porto Alegre, RS).
- Tabela 4: Valores de precipitação total mensal (mm de chuva), no período de agosto/05 a julho/06, na Estação do Aeroporto de Caxias do Sul, RS. (fonte: 8<sup>o</sup> Distrito de Meteorologia de Porto Alegre, RS).
- Tabela 5: Valores de temperatura da água ( $^{\circ}\text{C}$ ) no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.
- Tabela 6: Valores da turbidez (UNT), no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.
- Tabela 7: Valores de transparência da água (m), no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.
- Tabela 8: Valores de pH, no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.
- Tabela 9: Valores de condutividade elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.
- Tabela 10: Valores de oxigênio dissolvido ( $\text{mg O}_2/\text{L}$ ), no período de agosto/05 a julho/06 na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.
- Tabelas 11 e 12: Valores de  $\text{DBO}_5$  total e  $\text{DBO}_5$  solúvel ( $\text{mg O}_2/\text{L}$ ), respectivamente, no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.
- Tabelas 13 e 14: Valores de DQO total e DQO solúvel ( $\text{mg O}_2/\text{L}$ ), respectivamente, no período de agosto/05 a agosto/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.
- Tabelas 15 e 16: Valores de SST e SSV ( $\text{mg}/\text{L}$ ), respectivamente, no período de agosto/05 a agosto/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.
- Tabela 17: Valores de nitratos ( $\text{mg N-NO}_3^-/\text{L}$ ), no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.
- Tabela 18: Valores de nitritos ( $\mu\text{g N-NO}_2^-/\text{L}$ ), no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.
- Tabela 19: Variação de nitrogênio amoniacal ( $\text{mg N-NH}_3/\text{L}$ ), no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.
- Tabela 20: Valores de fósforo total ( $\text{mg P-PO}_4^{3-}/\text{L}$ ), no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.
- Tabela 21: Valores de clorofila *a* ( $\mu\text{g}/\text{L}$ ), no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.
- Tabela 22: Número total de espécies para as diferentes classes de organismos fitoplanctônicos, no período de agosto/05 a julho/06, nas LM da ETE-UCS.

- Tabela 23: Número de espécies para as diferentes classes de organismos fitoplancônicos, no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.
- Tabela 24: Relação dos táxons de algas identificadas, nas amostras coletadas na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS durante o período de amostragem.
- Tabela 25: Número de espécies para as diferentes classes de algas presentes na ELM1 da ETE-UCS, no período compreendido entre agosto/05 a julho/06.
- Tabela 26: Número de espécies para as diferentes classes de algas presentes na SLM1 da ETE-UCS, no período compreendido de agosto/05 a julho/06.
- Tabela 27: Número de espécies para as diferentes classes de algas presentes na SLM2 da ETE-UCS, no período compreendido entre agosto/05 a julho/06.
- Tabela 28: Valores encontrados para riqueza de espécies do fitoplâncton, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.
- Tabela 29: Valores encontrados para a riqueza total de espécies do fitoplâncton, no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.
- Tabela 30: Número total de táxons do fitoplâncton (ind./mL), no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.
- Tabela 31: Distribuição sazonal da densidade total do fitoplâncton (ind./mL), na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.
- Tabela 32: Distribuição dos táxons do fitoplâncton (ind./mL), por classe, no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1 da ETE-UCS.
- Tabela 33: Distribuição dos táxons do fitoplâncton (ind./mL), por classe, no período de agosto/95 a julho/96, na SLM1 da ETE-UCS.
- Tabela 34: Distribuição dos táxons do fitoplâncton (ind./mL), por classe, no período de agosto/05 a julho/06, na SLM2 da ETE-UCS.
- Tabela 35: Valores encontrados para a diversidade específica (bits/ind.), na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.
- Tabela 36: Valores encontrados para a análise do teste t de “Student” ( $p < 0,05$ ), aplicada sobre a diversidade total da ELM1 e SLM1 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.
- Tabela 37: Valores encontrados para a análise do teste t de “Student” ( $p < 0,05$ ), aplicada sobre a diversidade total da ELM1 e SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.
- Tabela 38: Valores encontrados para a análise do teste t de “Student” ( $p < 0,05$ ), aplicada sobre a diversidade total da SLM1 e SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.
- Tabela 39: Valores encontrados para equitabilidade, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.
- Tabela 40: Valores encontrados para dominância ( $D'$ ), diversidade específica Shannon-Wiener ( $H'$ ) e equitabilidade Pielou ( $J'$ ) total da comunidade fitoplancônica, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.

- Tabela 41: Valores encontrados para a diversidade especificade Shannon-Wiener ( $H'$ ), equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) e dominância ( $D'$ ) total do fitoplâncton, nas estações do ano, na ELM1 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.
- Tabela 42: Valores encontrados para a diversidade especificade Shannon-Wiener ( $H'$ ), equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) e dominância ( $D'$ ) total do fitoplâncton, nas estações do ano, na SLM1 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.
- Tabela 43: Valores encontrados para a diversidade específica de Shannon-Wiener ( $H'$ ), equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) e dominância ( $D'$ ) total do fitoplâncton, nas estações do ano, na SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.
- Tabela 44: Valores encontrados para a análise de regressão linear múltipla aplicada sobre a riqueza da comunidade fitoplanctônica e as variáveis ambientais (físicas, físico-químicas e químicas), além da clorofila  $a$ , na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06 ( $p < 0,05$ ).
- Tabela 45: Valores encontrados para a análise de regressão linear múltipla aplicada sobre a abundância da comunidade fitoplanctônica e as variáveis ambientais (físicas, físico-químicas e químicas), além da clorofila  $a$ , na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06 ( $p < 0,05$ ).
- Tabela 46: Valores encontrados para a análise de regressão linear múltipla aplicada sobre a diversidade da comunidade fitoplanctônica e as variáveis ambientais (físicas, físico-químicas e químicas), além da clorofila  $a$ , na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06 ( $p < 0,05$ ).
- Tabela 47: Análise quantitativa das comunidades fitoplanctônicas: número de indivíduos/mL, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.
- Tabela 48: Dados, com média e desvio padrão, dos fatores físicos, físico-químicos, químicos e da clorofila  $a$ , na ELM1 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.
- Tabela 49: Dados, com média e desvio padrão, dos fatores físicos, físico-químicos, químicos e clorofila  $a$ , na SLM1 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.
- Tabela 50: Dados, com média e desvio padrão, dos fatores físicos, físico-químicos, químicos e da clorofila  $a$ , na SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.
- Tabela 51: Matriz de correlação ( $r$ -Pearson,  $p < 0,05$ ,  $n=36$ ) entre as variáveis físicas, físico-químicas e químicas da água, além da clorofila  $a$ , na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.
- Tabela 52: Análise de presença/ausência dos táxons da comunidade fitoplanctônica, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.
- Tabela 53: Abundância total dos táxons da comunidade fitoplanctônica, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1: Simbiose de algas e bactérias em lagoas de estabilização.
- Figura 2: Estratificação e mistura em uma lagoa de estabilização.
- Figura 3: Mapas da localização de Caxias do Sul.
- Figura 4: Lagoas de Estabilização ETE-UCS, Caxias do Sul, mostrando: (LA= Lagoa Aerada; LS= Lagoa de Sedimentação; LM1= Lagoa de Maturação 1; LM2= Lagoa de maturação 2 (fonte: ISAM-UCS).
- Figura 5: Fluxograma típico de um sistema de lagoa aerada de mistura completa, lagoa de decantação e lagoas de maturação.
- Figura 6: Estação de amostragem (ELM1: Entrada da Lagoa de Maturação 1; Saída da Lagoa de Maturação 1).
- Figura 7: Estação de amostragem (SLM2: Saída da Lagoa de Maturação 2).
- Figura 8: Variações de temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) do ar, nos momentos das coletas, no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.
- Figura 9: Variações de precipitação (mm de chuva), nas semanas que antecederam as coletas no período de agosto/05 a julho/06, medidas na Estação do Aeroporto de Caxias do Sul, RS. (fonte: 8<sup>o</sup> Distrito de Meteorologia de Porto Alegre, RS).
- Figura 10: Variações de precipitação total mensal (mm de chuva), no período de agosto/05 a julho/06 na Estação do Aeroporto de Caxias do Sul, RS. (fonte: 8<sup>o</sup> Distrito de Meteorologia de Porto Alegre, RS).
- Figura 11: Variações de temperatura da água ( $^{\circ}\text{C}$ ), no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.
- Figura 12: Variações da turbidez (UNT), no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.
- Figura 13: Variações de transparência da água (m), no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.
- Figura 14: Variações de pH, no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.
- Figura 15: Variações de condutividade elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.
- Figura 16: Variações de oxigênio dissolvido ( $\text{mg O}_2/\text{L}$ ), no período de agosto/05 a julho/06, na SLM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.
- Figuras 17 e 18: Variações de  $\text{DBO}_5$  total e  $\text{DBO}_5$  solúvel ( $\text{mg O}_2/\text{L}$ ), respectivamente, no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.
- Figuras 19 e 20: Variações de DQO total e DQO solúvel ( $\text{mg O}_2/\text{L}$ ), respectivamente, no período de agosto/05 a agosto/06, na SLM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.
- Figura 21 e 22: Variações de SST e SSV ( $\text{mg}/\text{L}$ ), respectivamente, no período de agosto/05 a agosto/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.

- Figura 23: Variações de nitratos ( $\text{mg N-NO}_3^-/\text{L}$ ), no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.
- Figura 24: Variações de nitritos ( $\mu\text{g N-NO}_2^-/\text{L}$ ), no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.
- Figura 25: Variações de nitrogênio amoniacal ( $\text{mg N-NH}_3/\text{L}$ ), no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.
- Figura 26: Variações de fósforo total ( $\text{mg P-PO}_4^{3-}/\text{L}$ ), no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.
- Figura 27: Variações de clorofila *a* ( $\mu\text{g/L}$ ), no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.
- Figura 28: Distribuição da riqueza total de táxons nas classes de organismos fitoplanctônicos, em percentagem, no período de agosto/05 a julho/06, nas LM da ETE-UCS.
- Figura 29: Distribuição da riqueza de táxons nas classes de organismos fitoplanctônicos, em percentagem, no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1, SLM2 da ETE-UCS.
- Figura 30: Variação sazonal do número de espécies de fitoplâncton das diferentes classes de algas, no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1 da ETE-UCS.
- Figura 31: Variação sazonal do número de espécies de fitoplâncton das diferentes classes de algas, no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1 da ETE-UCS.
- Figura 32: Variação sazonal do número de espécies de fitoplâncton das diferentes classes de algas, no período de agosto/05 a julho/06, na SLM2 da ETE-UCS.
- Figura 33: Riqueza fitoplanctônica ( $n^\circ$  de táxons), na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.
- Figura 34: Riqueza fitoplanctônica total, no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.
- Figura 35: Curva de rarefação representando o número esperado de espécies em função do número de indivíduos amostrados para a ELM1 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.
- Figura 36: Curva de rarefação representando o número esperado de espécies em função do número de indivíduos amostrados para a SLM1 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.
- Figura 37: Curva de rarefação representando o número esperado de espécies em função do número de indivíduos amostrados para a SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.
- Figura 38: Curva de rarefação representando o número esperado de espécies em função do número de indivíduos amostrados para a ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.
- Figura 39: Contribuição total de táxons do fitoplâncton ( $\text{ind./mL}$ ), no período de agosto/05 a julho/06, nas LM da ETE-UCS.
- Figura 40: Variação sazonal da densidade total do fitoplâncton ( $\text{ind./mL}$ ), na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.



- Figura 41: Variação sazonal da densidade fitoplanctônica (ind./mL) para as diferentes classes de algas, na ELM1 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.
- Figura 42: Variação sazonal da densidade fitoplanctônica (ind./mL) para as diferentes classes de algas, na SLM1 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.
- Figura 43: Variação sazonal da densidade fitoplanctônica (ind./mL) para as diferentes classes de algas, na SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.
- Figura 44: Variação sazonal da diversidade específica de Shannon-Wiener ( $H'$ ) em bits/ind. do fitoplâncton, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.
- Figura 45: Variação sazonal da equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) do fitoplâncton, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.
- Figura 46: Variação sazonal da diversidade específica de Shannon-Wiener ( $H'$ ), em bits/ind., e da equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) do fitoplâncton, na ELM1 da ETE-UCS.
- Figura 47: Variação sazonal da diversidade específica de Shannon-Wiener ( $H'$ ), em bits/ind., e da equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) do fitoplâncton, na SLM1 da ETE-UCS.
- Figura 48: Variação sazonal da diversidade específica de Shannon-Wiener ( $H'$ ), em bits/ind., e da equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) do fitoplâncton, na SLM2 da ETE-UCS.
- Figura 49: Variação sazonal da diversidade específica de Shannon-Wiener ( $H'$ ), em bits/ind., e da equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) do fitoplâncton, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.
- Figura 50: Dominância ( $D'$ ), diversidade específica de Shannon-Wiener ( $H'$ ) e equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) total, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.
- Figura 51: Diversidade específica ( $H'$ ), equitabilidade ( $J'$ ) e dominância total do fitoplâncton, nas estações do ano, na ELM1 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.
- Figura 52: Diversidade específica ( $H'$ ), equitabilidade ( $J'$ ) e dominância total do fitoplâncton, nas estações do ano, na SLM1 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.
- Figura 53: Diversidade específica ( $H'$ ), equitabilidade ( $J'$ ) e dominância total do fitoplâncton, nas estações do ano, na SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.
- Figura 54: Diversidade específica ( $H'$ ), equitabilidade ( $J'$ ) e dominância ( $D'$ ) total do fitoplâncton, nas estações do ano, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.
- Figura 55: Dendrograma da análise de agrupamento da ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS, baseado na similaridade da riqueza através de ligação simples de Sørensen-Dice.
- Figura 56: Dendrograma da análise de agrupamento da ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS, baseado na similaridade de abundância através de ligação UPGMA de Bray-Curtis.

- Figura 57: Dendrograma da análise de agrupamento da ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS, para riqueza e abundância, baseado na autoreamostragem (“bootstrap”), com a geração de 1.000 iterações.
- Figura 58: Diagrama da análise de regressão linear múltipla da riqueza fitoplanctônica, das variáveis ambientais e da clorofila *a*, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.
- Figura 59: Diagrama da análise de regressão linear múltipla da abundância fitoplanctônica, das variáveis ambientais e da clorofila *a*, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.
- Figura 60: Diagrama da análise de regressão linear múltipla da diversidade fitoplanctônica, das variáveis ambientais e da clorofila *a*, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.

## ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

APHA - American Public Health Association  
CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente  
EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária  
ISAM - Instituto de Saneamento  
LASAN - Laboratório de Saneamento  
UNETDS - Unidade Experimental de Tratamento de Dejetos Suínos  
UCS - Universidade de Caxias do Sul  
UFRGS - Universidade Federal do Rio Grande do Sul  
U.S.A - Estados Unidos da América  
RS - Rio Grande do Sul  
SC - Santa Catarina  
ETE - Estação de Tratamento de Efluentes  
LA - Lagoa Aerada  
LS - Lagoa de Sedimentação  
LM - Lagoa de Maturação  
LM1 - Lagoa de Maturação 1  
LM2 - Lagoa de Maturação 2  
ELM1 - Entrada da Lagoa de Maturação 1  
SLM1 - Saída da Lagoa de Maturação 1  
SLM2 - Saída da Lagoa de Maturação 2  
ciano - Cyanophyceae  
baci - Bacillariophyceae  
eugleno - Euglenophyceae  
cloro - Chlorophyceae  
zigne - Zignematophyceae  
DBO<sub>5</sub> - Demanda Bioquímica de Oxigênio a 20 °C durante 5 dias  
DBO<sub>5</sub>T - Demanda Bioquímica de Oxigênio a 20 °C durante 5 dias Total  
DBO<sub>5</sub>S - Demanda Bioquímica de Oxigênio a 20 °C durante 5 dias Solúvel  
DQO - Demanda Química de Oxigênio  
DQOT - Demanda Química de Oxigênio Total  
DQOS - Demanda Química de Oxigênio Solúvel  
OD - Oxigênio Dissolvido  
SS - Sólidos Suspensos  
SST - Sólidos Suspensos Totais  
SSV - Sólidos Suspensos Voláteis  
pH - Potencial Hidrogeniônico  
PT - Fósforo Total  
D' - Dominância  
J' - Índice de equitabilidade de Pielou  
H' - Diversidade específica de Shannon-Wiener  
S - Riqueza

# 1 INTRODUÇÃO

A água constitui um dos compostos de maior distribuição e importância na crosta terrestre. Sua relevância para a vida está no fato de que nenhum processo metabólico ocorre sem a sua ação direta ou indireta. Foram suas propriedades anômalas, comparando com outros compostos, que possibilitaram o surgimento e a manutenção da vida (ESTEVES, 1988).

Conforme VON SPERLING (1995), a água é o constituinte inorgânico mais abundante na matéria viva. Além disso, ela é de fundamental importância para o desenvolvimento cultural, social e econômico das populações. O desenvolvimento e bem-estar social de todas as nações depende da disponibilidade de água de boa qualidade e do uso racional dos seus recursos hídricos.

As atividades humanas levam a usos múltiplos dos recursos hídricos tais como: abastecimento público, irrigação, uso industrial, navegação, produção de energia, afastamento de rejeitos, recreação e aquicultura. Embora essas atividades variem de acordo com a população na bacia de drenagem e com a organização econômica e social da região, acabam gerando impactos e deterioração da qualidade da água, assim como interferindo na qualidade da água disponível.

Os recursos hídricos do planeta, subterrâneos ou superficiais, encontram-se ameaçados pela contaminação de resíduos sólidos e principalmente por líquidos lançados de forma indiscriminada, causando severos impactos nos corpos de água, prejudicando assim a qualidade físico-química e bacteriológica da água para utilização das populações nos seus mais variados usos. Surge, assim, a necessidade de se tratar esses efluentes. Dentre as maneiras de tratamento, observando a variável custo-benefício e os aspectos funcionais, pode-se adotar um projeto em lagoas de

estabilização, observando as variáveis como localização, manejo, operação, dentre outros (GOMES *et al.*, 2003).

As lagoas de estabilização são grandes tanques de pequena profundidade, definidas por taludes de terra, as quais recebem águas residuárias brutas pré-tratadas e que oxidam a matéria orgânica nos processos naturais, envolvendo algas e bactérias (MARA & PEARSON, 1986).

Segundo FALCO *et al.* (2003), essas lagoas, construídas para o tratamento de águas residuárias, domésticas e industriais, são sistemas aquáticos que representam alternativa econômica viável para os países tropicais onde as condições ambientais, como temperatura elevada e longos períodos de intensidade luminosa, atuam como aceleradores do processo de estabilização da matéria orgânica.

De acordo com MENDONÇA (1990), o tratamento através de lagoas de estabilização tem três (3) objetivos:

- remover a matéria orgânica das águas residuárias que causa a poluição;
- eliminar os microorganismos patogênicos que representam um grave perigo para a saúde; e
- utilizar seu efluente para reúso, com outras finalidades, como agricultura e aquicultura.

No Brasil, as lagoas de estabilização apresentam algumas vantagens em relação aos tratamentos convencionais. Dentre elas podem-se citar: disponibilidade de área em várias regiões, clima favorável, simplicidade de construção, simplicidade na operação e manutenção, baixo custo operacional, grande aceitabilidade de mão-de-obra não especializada, utilização de pouco ou nenhum equipamento mecânico, alta qualidade microbiológica do efluente final, grande eficiência na transformação da matéria orgânica em biomassa de algas, rica em nutrientes; e devido ao alto tempo de detenção das lagoas, apresentam grande capacidade de absorver choques hidráulicos e orgânicos, sem alterar significativamente sua eficiência. Essas vantagens foram relatadas por pesquisadores não só em nosso país, como, por exemplo, no nordeste do Brasil (MARA

& SILVA, 1979; KÖNING *et al.*, 2002) e no sul do Brasil (BENTO *et al.*, 2002), mas também na América Central (KOPITOPOULOS, 2000), no México (MANTILLA *et al.*, 2002), na Argentina (SANGUINETTI *et al.*, 2000) e países Mediterrâneos (MARA & PEARSON, 1998), entre outros. As principais desvantagens são a necessidade de grandes áreas de terreno disponíveis para sua construção (PEDROZZA, 2000), bem como a elevada densidade de algas no efluente (MONTEGGIA, com. pes.).

No Brasil, tem-se pesquisado o desempenho de lagoas de maturação, com maior ênfase, na região tropical. Na região sul do Brasil, com clima subtropical, ocorre uma variação climática bem acentuada, de acordo com as estações do ano, sendo que em algumas microrregiões, como na serra gaúcha e catarinense, ocorre precipitação de neve no inverno. Não raro são observadas temperaturas abaixo de zero. Salvo algumas pesquisas (NASCIMENTO *et al.*, 2000), há uma escassez de dados de desempenho desse tipo de lagoas (BEAL *et al.*, 2003).

No Rio Grande do Sul, um grande número de indústrias de cidades da região metropolitana de Porto Alegre e do interior, com despejos predominantemente orgânicos, tem optado por lagoas de estabilização para o tratamento de suas águas residuárias.

Entre março e julho de 1987 (OESTREICH, 1989) realizou-se um levantamento do número de lagoas de estabilização implantadas e operando no Estado, junto às Companhias Estaduais e Municipais de Saneamento e Departamento do Meio Ambiente da Secretaria de Saúde e Meio Ambiente do Estado. Segundo o autor, a grande maioria dos 35 sistemas, implantados até essa época, era destinada ao tratamento de efluentes industriais. Apenas quatro sistemas, referentes aos municípios de Bagé, Pelotas, Rosário do Sul e Santa Rosa tratavam esgotos domésticos. No entanto, nenhum deles utilizava lagoas de maturação.

A Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) da Universidade de Caxias do Sul (UCS), em funcionamento desde março de 2002, recebe o esgoto oriundo de 21.000 pessoas (população flutuante) que freqüentam a Cidade Universitária, equivalente a uma população residente de aproximadamente 5.000 pessoas (BEAL, com. pes.). Ela foi projetada para que o efluente gerado pela comunidade dessa Cidade diminua os

impactos negativos ao corpo receptor, arroio sem nome, situado a leste do município de Caxias do Sul.

Entre os diversos organismos microscópicos que compõem a população viva de corpos da água, e que aparecem também nas ETEs, as algas desempenham importante papel por se constituírem, a cada momento, na melhor expressão das condições ambientais dominantes. Sua grande capacidade de sintetizar matéria orgânica, seu rápido desenvolvimento, multiplicação e súbito desaparecimento, são aspectos dinâmicos que servem de índice de fertilidade das águas. Além disso, atuam sobre as condições físico-químicas, modificando a cor, a turbidez, a oxigenação, a alcalinidade e outras propriedades das águas em que habitam (FLORES, 1972).

Sua importância sanitária é ainda vinculada a problemas, tais como: obstrução de filtros, sabor e odor da água, formação de lodos, interferência na floculação e decantação, fixação às paredes de reservatórios, corrosão e toxidez e persistência nos sistemas de abastecimento. Por outro lado, cumprem, passivamente, a função de matéria nutritiva para a fauna aquática ou se decompõem, transformando-se em substâncias inorgânicas simples que entram novamente no ciclo geral da matéria (CORTE-REAL & AGUIAR, 1972).

São importantes na remoção de nitrogênio e fósforo do meio, que garantem seu desenvolvimento, além de participarem no processo de recuperação de águas servidas, no sistema de reciclagem promovido em lagoas de estabilização.

Segundo GLOYNA (1973) *apud* OESTREICH (1989), as algas exercem papel importante nas lagoas de estabilização, pois, além de fornecerem oxigênio aos organismos heterotróficos, cabe a elas:

- elevar o pH do meio, durante as horas de luz, ao consumirem anidrido carbônico;
- suprimir a demanda de oxigênio, ligada à nitrificação bacteriana, ao consumir amoníaco;
- reduzir a disponibilidade de nutrientes a outras plantas;

- conservar a energia no meio, através de seus processos metabólicos (fotossíntese e respiração).

Estudos sobre a estrutura e dinâmica do fitoplâncton são importantes por ser o grupo de organismos que responde 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. A comunidade fitoplanctônica responde não somente à amplitude das variações, mas também à frequência das forças físicas periódicas que agem sobre o ambiente (NOGUEIRA & MATSUMURA-TUNDISI, 1996).

Segundo HINO (1979), a composição qualitativa e quantitativa da comunidade fitoplanctônica e suas variações espaciais e temporais refletem não só as interações entre os componentes dessa comunidade, mas também o efeito de variáveis ambientais sobre a mesma, sendo influenciadas principalmente pela concentração de nutrientes inorgânicos, penetração de luz, temperatura, pH e condutividade elétrica da água.

O conhecimento qualitativo e quantitativo das algas e a concentração da biomassa algal do meio líquido fornecem indicações úteis do tipo de lagoa e da eficiência do tratamento. A quantificação da biomassa algal presente nas lagoas de estabilização é estimada por meio direto que inclui o peso úmido e seco dos microorganismos em um volume conhecido de amostra, ou por métodos indiretos com a extração e quantificação da concentração da clorofila *a*.

Nos estudos sobre a comunidade fitoplanctônica, geralmente são analisadas as suas produtividades primárias e, principalmente, as suas variações quantitativas. Um dos métodos que têm sido mais utilizados para quantificar o fitoplâncton é através do uso da célula ou câmara de Sedgwick-Rafter (WOELKERLING *et al.*, 1976). Tal método permite estimar o número de células ou indivíduos do fitoplâncton, favorecendo os trabalhos que descrevem as variações sazonais quantitativas da comunidade fitoplanctônica.

A estrutura de comunidades de algas, determinada através de indicadores tais como composição específica, densidade celular, riqueza de espécies e uniformidade



específica, pode ser utilizada como base para a avaliação da qualidade de um sistema aquático, podendo a medida da diversidade específica constituir-se em um bom índice de comparação de comunidades ambientais (ROSA *et al.*, 1988).

Estudos da estrutura de comunidades de algas associados ao conhecimento de condições físicas e químicas da água podem constituir-se em bons indicadores de impacto ambiental oriundo de despejos industriais e domésticos. A diversidade específica das comunidades pode retratar a estabilidade do sistema, sendo que índices de diversidade baixos refletem, em geral, condições extremas de poluição ou pureza das águas (MARGALEF, 1974).

As variáveis estacionais do fitoplâncton e suas relações com as variáveis ambientais têm sido muito estudadas nos lagos de regiões temperadas, onde os efeitos dessas variáveis são mais fáceis de se quantificar devido à definição dos ciclos estacionais. Nestas regiões, as variações anuais da densidade numérica do fitoplâncton são comumente relacionadas com as variações de temperatura e iluminação no decorrer das estações, variáveis estas que devido a sua relação direta devem ser analisadas conjuntamente na sua ação sobre o fitoplâncton (HUTCHINSON, 1967; FOGG, 1975).

Segundo ESTEVES (1988), em lagos tropicais, a temperatura, por estar sempre acima dos valores limitantes ao crescimento, não tem efeito tão significativo sobre as variações temporais do fitoplâncton como em lagos temperados, sendo controlada por outros fatores como a disponibilidade de nutrientes e radiação subaquática, além de fatores bióticos como herbivoria e parasitismo.

O propósito deste trabalho foi apresentar um levantamento dos parâmetros ecológicos das LM da ETE-UCS, necessário para o conhecimento da ecologia do fitoplâncton.

## **2 REFERENCIAL TEÓRICO**

### **2.1 LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO**

Lagoas naturais que recebem despejos de comunidades e que realizam os fenômenos típicos e próprios de depuração de lagoas de estabilização existem há séculos, mas esse método de tratamento passou sem que fosse dado valor pelos especialistas da época durante longo tempo. Portanto, não é possível determinar a época exata da implantação da primeira lagoa de estabilização; este processo de depuração das águas residuárias originou-se da simples descarga acidental ou proposital em uma lagoa natural ou artificial (JORDÃO & PESSÔA, 1995).

Em 1901 a cidade de San Antonio, no Texas, USA, foi uma das primeiras a utilizar lagoas para destinação de suas águas residuárias (GLOYNA, 1971). Isto foi seguido por outros estados daquele país, como Montana (1911), Califórnia (1911 e 1924), e outros.

Em 1928, em Dakota do Norte, nos Estados Unidos, entrou em funcionamento uma lagoa construída na cidade de Fesseden em caráter de emergência. Assim, de observações obtidas com soluções acidentais construiu-se a primeira lagoa de estabilização americana projetada especificamente para receber e depurar esgoto bruto, na cidade de Maddok, na Dakota do Norte, em 1948 (GLOYNA, 1971; SILVA & MARA, 1979; JORDÃO & PESSÔA, 1995).

Na Austrália, por volta de 1940, foram iniciadas pesquisas para a depuração do esgoto bruto de Melbourne, empregando-se lagoas de estabilização (VICTORETTI, 1964).

A partir de 1943, os técnicos começaram a dar a devida atenção, sentindo o processo natural de tratamento como solução altamente satisfatória para o destino das águas residuárias. Novas publicações surgiram em 1950, resultado do trabalho de grandes pesquisadores e, já em 1960, definiu-se um intercâmbio de informações e experiências entre o meio técnico dos países que aceitavam o uso de lagoas de estabilização. Entre eles estão: Estados Unidos, Canadá, Austrália, Nova Zelândia, Israel, África do Sul, Colômbia, Peru, Costa Rica e Brasil.

No Brasil, lagoas naturais também surgiram ao acaso, como o Dique da Fonte Nova, na Bahia, as lagoas do Parque do Ibirapuera e a Represa Billings em São Paulo. As primeiras lagoas, construídas com critérios técnicos de dimensionamento, foram implantadas em 1960 na cidade de São José dos Campos, São Paulo. Essas foram tidas como as primeiras no uso de pesquisa de parâmetros para projetos, tendo apresentado resultados satisfatórios e serviram de estímulo ao crescimento do uso de lagoas por todo o país (AUERSWALD, 1979).

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. A eficiência diária das lagoas de estabilização é função da qualidade de seu efluente, e pode ser estimada através de análises dos parâmetros DBO<sub>5</sub>, DQO e Sólidos em Suspensão (MENDONÇA, 2000).

Os processos envolvidos na estabilização da matéria orgânica consistem, basicamente, na sedimentação dos sólidos sedimentáveis e coloidais e na decomposição dos sólidos dissolvidos. Portanto, a estabilização da matéria orgânica envolve, primeiramente, os processos físico-químicos (sedimentação do material sedimentável e floculação do material coloidal). 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 *et al.*, 2003). Além disso, nos processos de tratamento utilizando lagoas de estabilização outros fatores que influenciam são: insolação, evaporação, ventilação, precipitação pluviométrica, temperatura e fotossíntese das algas (GOMES *et al.*, 2003). O mecanismo da estabilização consiste na seguinte relação simbiótica entre as algas e as bactérias:

- as bactérias aeróbias 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 algas gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ), água ( $\text{H}_2\text{O}$ ), amônia ( $\text{NH}_3$ ) e fosfato ( $\text{PO}_4^{-3}$ ).

- as algas, por sua vez, utilizam dióxido de carbono, água, amônia, fosfato e outros compostos inorgânicos para a síntese celular e, através da fotossíntese, liberam oxigênio para o meio líquido, que ajuda a manter as condições aeróbias para as bactérias, fechando assim o ciclo.

A relação que existe entre as bactérias e as algas em uma lagoa de estabilização é mostrada na figura 1.

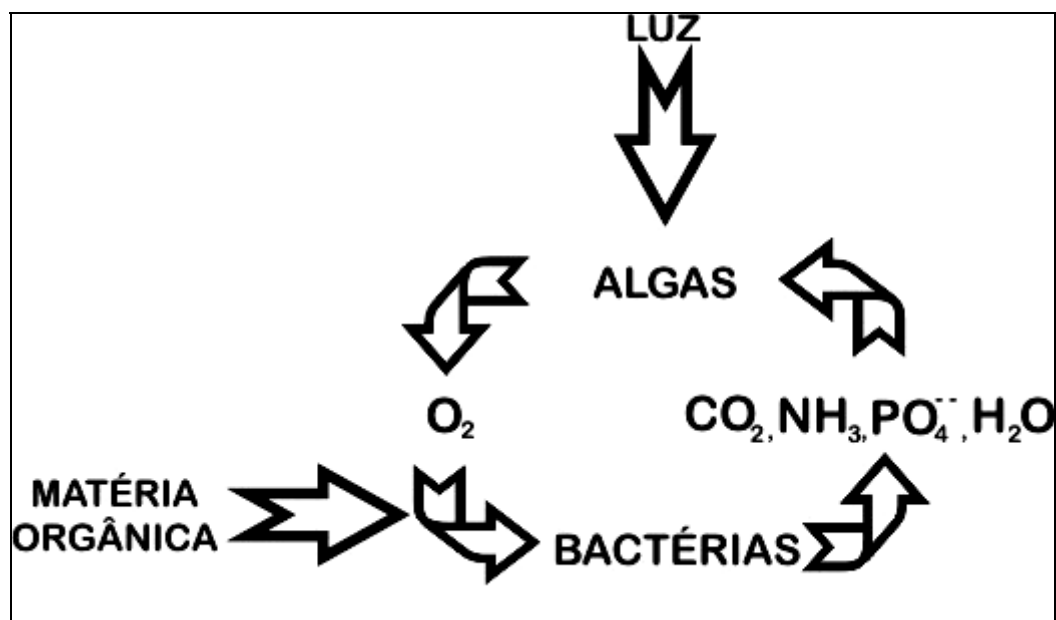


Figura 1: Simbiose de algas e bactérias em lagoas de estabilização (SALOMÃO & MARA, 1979).

## 2.2 ETE – UCS

Os efluentes gerados na Cidade Universitária são tratados nesta ETE por um processo de Lagoas de Estabilização, que consiste em uma lagoa aerada de mistura completa, seguida de uma lagoa de sedimentação e duas lagoas de maturação com chicanas (BEAL *et al.*, 2003).

### **2.2.1 Lagoas aeradas**

As lagoas aeradas mecanicamente são reatores biológicos com tempo de detenção de 2 a 4 dias e profundidade variando entre 2,5 m e 5 m, onde a aeração é feita artificialmente por meio de aeradores mecânicos, fixos ou flutuantes (MAEKAWA *et al.*, 1995). Estes criam uma turbulência que serve não só para garantir a oxigenação do meio, mas também para manter os sólidos em suspensão e a biomassa dispersa no meio líquido. Entre os sólidos mantidos em suspensão e em mistura completa se incluem, além da matéria orgânica do esgoto bruto, as bactérias. Há, em decorrência, uma maior concentração de bactérias no meio líquido, além de um maior contato matéria orgânica – bactérias (KÖNING, 2000).

Segundo BRYANT (1995), os principais processos que ocorrem nas lagoas aeradas são: oxidação, clarificação e digestão dos sólidos sedimentados na zona bentônica. Esses processos podem variar com a lagoa em função de variações sazonais da temperatura, intensidade de aeração, tipo de aerador, re-dissolução de compostos bentônicos e disponibilidade de nutrientes.

### **2.2.2 Lagoas de sedimentação**

As lagoas de sedimentação ou decantação possuem um tempo de detenção de 2 dias e profundidade que varia entre 2,5 m e 4,5 m. Elas possibilitam a sedimentação de sólidos em suspensão (predominantemente a biomassa), bem como a sua estabilização (VON SPERLING, 1996).

### **2.2.3 Lagoas de maturação com chicanas**

O termo lagoa de maturação é dado àquela lagoa que recebe um afluente cuja  $DBO_5$  está praticamente estabilizada e o oxigênio dissolvido se faz presente em toda a massa líquida (KELLNER & PIRES, 1998).

Chicanas são paredes usadas para canalizar o fluxo do líquido através da lagoa. Essas paredes podem promover a submersão dos microorganismos perifíticos localizados na superfície, aumentando a concentração dos mesmos nas lagoas através de

sua fixação nas paredes, melhorando a taxa de estabilização orgânica na lagoa. As chicanas afetam o fluxo hidráulico padrão do sistema e reduzem os curto-circuitos, promovendo condições favoráveis ao escoamento do líquido.

Para MUTTAMARA & PUETPAIBOON (1995), as chicanas provocam um regime hidráulico semelhante ao fluxo de pistão, o qual aumenta a eficiência de remoção de carbono orgânico e nitrogênio.

As lagoas de maturação com chicanas possibilitam um polimento no efluente de qualquer sistema de tratamento de esgotos. O principal objetivo dessas lagoas é o da remoção de organismos patogênicos, porém podem ser utilizadas também para a remoção de nutrientes. Este tipo de lagoa é desejável sempre que forem necessários baixos valores de  $DBO_5$  e uma alta qualidade bacteriológica do efluente, seja em locais onde o risco de veiculação hídrica de patogênicos é alto, seja onde o efluente deva ser reutilizado na agricultura ou aquicultura (MARA & PEARSON, 1986).

Na agricultura, o efluente final normalmente é empregado na irrigação devido não só à água, como também à presença de nutrientes minerais e compostos orgânicos. No entanto, o efluente deve ser constantemente monitorado e analisado, principalmente em termos de  $DBO_5$ , pH, alcalinidade, organismos patogênicos e presença de alguns elementos químicos, que podem ser tóxicos ou nocivos à plantação.

Na aquicultura, o reúso é normalmente feito empregando-se o efluente tratado na produção de algas ou na criação de peixes. Em ambos os casos, as lagoas devem ser predominantemente aeróbias. A prática da aquicultura, algumas vezes, é aplicada não para a produção de alimentos, mas sim para melhorar o efluente das lagoas de estabilização.

Segundo VON SPERLING (1996), o ambiente ideal para os microorganismos patogênicos é o trato intestinal humano. Fora deste, quer na rede de esgotos, no trato de esgotos, ou no corpo receptor, os patogênicos tendem a morrer.

Nas lagoas de maturação predominam condições adversas para os organismos patogênicos, tais como: longo tempo de detenção, altas temperaturas, grande insolação,

altos níveis de pH, altos teores de oxigênio dissolvido, escassez de alimento, organismos predadores, competição por parte de bactérias saprófitas não fecais, sedimentação, compostos tóxicos produzidos por outras algas, etc. (MARA & PEARSON, 1987; VON SPERLING, 1996).

As lagoas de maturação são dimensionadas de forma a fazer uma utilização ótima de alguns destes mecanismos, que se tornam mais efetivos em menores profundidades da lagoa, o que justifica o fato de as mesmas serem mais rasas (0,80 m a 1,50 m), quando comparadas com os demais tipos de lagoas. GLOYNA (1971) sugere a adoção de 1,00 m de profundidade. Normalmente, considera-se o tempo de detenção hidráulico de 7 dias para o seu dimensionamento.

A montagem em série de lagoas de maturação em relação largura/comprimento permite um escoamento ideal em fluxo pistão, otimizando a depuração bacteriológica. Em uma série de lagoas, a primeira etapa permite eliminar as substâncias carbonáceas e há uma perda de amônia e fosfatos pela assimilação algal; a segunda etapa permite a volatilização de amônia e a precipitação de fosfatos, e a última etapa assegura a fixação de nitrogênio pelas cianofíceas que eliminam o fósforo presente (MOERSIDIK, 1992).

As lagoas de maturação devem atingir elevadíssimas eficiências na remoção de coliformes (eficiência maior que 99,0 ou 99,99%), para que possam ser cumpridos os padrões para utilização do efluente para irrigação ou os padrões para corpos d'água, em função da classe a que pertencem (resolução n° 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA - de 17 de março de 2005).

### **2.3 A INFLUÊNCIA DAS CONDIÇÕES AMBIENTAIS EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO**

As principais condições ambientais em uma lagoa de estabilização são a radiação solar, a temperatura e o vento, as quais apresentam as influências listadas no quadro 1 (JORDÃO & PESSÔA, 1995).

Quadro 1: Influência dos principais fatores ambientais externos

<b>Fator</b>	<b>Influência</b>
Radiação solar	– Velocidade de fotossíntese
Temperatura	– Velocidade de fotossíntese
	– Taxa de decomposição bacteriana
	– Solubilidade e transferência de gases
	– Condições de mistura
Vento	– Condições de mistura
	– Reaeração atmosférica

Em locais com pouco ou nenhum vento na superfície da lagoa, esta permanece estratificada (VON SPERLING, 1996). A estratificação pode ser quebrada por meio de um mecanismo de mistura natural denominado inversão térmica (figura 2). Além disso, em lagos de pequenas profundidades, como as lagoas de estabilização, a mistura pode ocorrer uma vez por dia, de acordo com a seguinte seqüência (SILVA & MARA, 1979):

- Início da manhã, com vento. Mistura completa. A temperatura é uniforme ao longo da profundidade.
  
- Meio da manhã, com sol, sem vento. Aumento da temperatura na camada superficial (acima da termoclina). A temperatura do fundo (abaixo da termoclina) varia pouco, sendo influenciada pela temperatura do solo. Estratificação.
  
- Início da noite, sem vento. A camada acima da termoclina perde calor mais rapidamente do que a camada de fundo. Caso as temperaturas das duas se aproximem, ocorre a mistura.
  
- Noite, com vento. O vento auxilia na mistura das camadas.



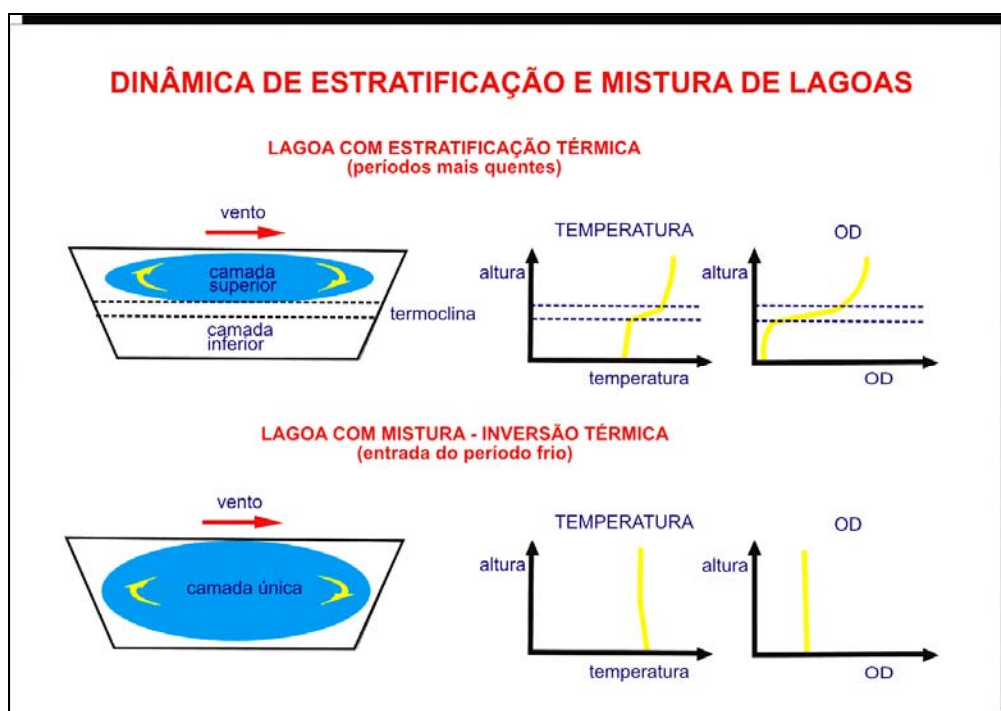


Figura 2: Estratificação e mistura em uma lagoa de estabilização (VON SPERLING, 1996)

## 2.4 O FITOPLÂNCTON COMO INDICADOR BIOLÓGICO

Desde o início do desenvolvimento da Limnologia, pesquisadores têm se preocupado em identificar organismos e variáveis ambientais que possam caracterizar ecossistemas aquáticos quanto ao estado de saprobidade e trofia. Os estudos sobre fitoplâncton e indicadores biológicos nas décadas de setenta a noventa, deram grande importância à espécie para indicar condições de saprobidade e trofia da água (SLÁDECEK, 1973; PATRICK & PALAVAGE, 1994). Nos últimos anos, o estudo das associações planctônicas se revela especialmente útil para avaliar o grau e a intensidade das referidas condições (REYNOLDS, 1980; 1996).

As algas são importantes indicadores do estado trófico, por serem a comunidade que melhor expressa os efeitos do enriquecimento dos nutrientes nas águas abertas; além disso, sua tolerância à poluição orgânica está bem documentada (HELLAWELL, 1989) e a documentação de sua eficiência como indicadores de poluição por metais pesados, começa a adquirir importância (MOORE, 1991). Ao lado dos macroinvertebrados, as algas constituem o grupo mais utilizado como indicador biológico das condições ambientais dos ecossistemas aquáticos.

## 2.5 GÊNEROS DE ALGAS MAIS FREQUENTES EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

Muitos gêneros de algas têm sido identificados em lagoas de estabilização. PALMER (1969) *apud* MARA & PEARSON (1986) relata a ocorrência de 21 gêneros em uma lagoa durante um único dia, um total de 83 gêneros encontrados durante 2 anos de observações em três lagoas localizadas em Indiana, USA. SILVA (1973) relata a ocorrência de 16 gêneros de algas mais encontradas, nas lagoas de São José dos Campos, no estado de São Paulo, e nas lagoas de Guará, Brasília.

Segundo BRANCO (1978), dentre os principais gêneros de algas que ocorrem nas lagoas de estabilização, podemos citar: *Anabaena*, *Chlorella*, *Chlamydomonas*, *Chlorella*, *Chlorococcum*, *Eudorina*, *Euglena*, *Golenkinia*, *Gomphonema*, *Lepocinclis*, *Micractinium*, *Microcystis*, *Nitzschia*, *Oscillatoria*, *Pandorina*, *Phacus*, *Phormidium*, *Scenedesmus*, *Surirella*, *Tetraedron* e outros.

Estudos sobre algas em lagoas de estabilização em série realizados por FLORENTINO (1992) *apud* KÖNING (2000), na região próxima ao litoral do estado da Paraíba, mostraram a presença de 20 gêneros na lagoa facultativa secundária. Os gêneros mais freqüentes foram: *Oscillatoria*, *Euglena*, *Chlamydomonas*, *Navicula*, *Ankistrodesmus*, *Closterium*, *Micractinium*, *Chlorella*, *Pyrobotrys*, entre outros.

ZANOTELLI (2000) observa a ocorrência de 13 gêneros de algas em lagoas facultativas e de aguapés, em Florianópolis, no estado de Santa Catarina. KÖNING (2000) registra a ocorrência de 22 gêneros de algas em lagoas facultativas secundárias durante um período de 24 horas de observação, no Nordeste do Brasil.

### **3 OBJETIVOS**

#### **3.1 OBJETIVO GERAL**

Relacionar a estrutura da comunidade fitoplanctônica com as condições físicas, físico-químicas e químicas da água das lagoas de maturação da ETE-UCS.

#### **3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Avaliar as variações sazonais no padrão qualitativo e quantitativo do fitoplâncton, das lagoas de maturação da ETE-UCS.
- Determinar a variação dos fatores abióticos do meio em relação à sazonalidade.
- Estabelecer a estrutura e composição dos táxons do fitoplâncton, como base para um acompanhamento das mudanças ao longo do tempo e do espaço, servindo como práticas de manipulação de ecossistemas aquáticos em lagoas de estabilização da região, utilizadas no tratamento de efluentes domésticos.

## 4 ÁREA DE ESTUDOS

A ETE-UCS (figura 4) situa-se na cidade de Caxias do Sul, a  $51^{\circ}08'56''$  de longitude Oeste e a  $29^{\circ}09'56''$  de latitude Sul (figura 3). O município, de aproximadamente 400.000 hab., localiza-se na Encosta Superior do Nordeste do Estado do Rio Grande do Sul, numa altitude que varia de 650 a 850 m acima do nível do mar. Ele fica sobre um divisor de águas das Bacias Hidrográficas do rio Caí e do rio das Antas, ambas pertencentes à Região Hidrográfica do Guaíba.

De acordo com a classificação climática de Köppen, Caxias do Sul enquadra-se dentro de um clima do tipo Cfa (subtropical úmido). A temperatura varia de  $-1,4^{\circ}\text{C}$  a  $+33,6^{\circ}\text{C}$ , sendo a média anual de  $16,0^{\circ}\text{C}$ . Ocorre uma média de 15 geadas por ano, sendo as nevasdas esporádicas. A média da umidade relativa do ar é de 84% e a de precipitação pluviométrica é de 2.174 mm/ano. Os ventos sopram, em sua maior parte, na direção nordeste, com velocidade de 6 metros por segundo (BRUGALLI, 1982).

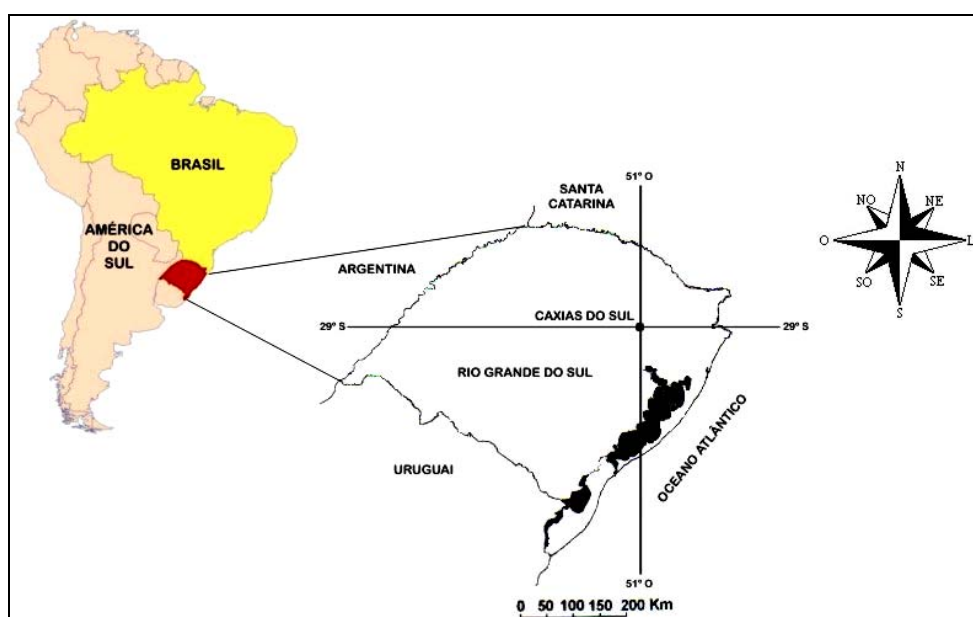


Figura 3: Mapas da localização de Caxias do Sul.



Figura 4: Imagem das Lagoas de Estabilização da ETE-UCS, Caxias do Sul, mostrando: (LA= Lagoa Aerada; LS= Lagoa de Sedimentação; LM1= Lagoa de Maturação 1; LM2= Lagoa de maturação 2 (fonte: ISAM-UCS).

Um esquema do sistema de Lagoas da ETE-UCS está representado na figura 5, a seguir (BEAL *et al.*, 2003).

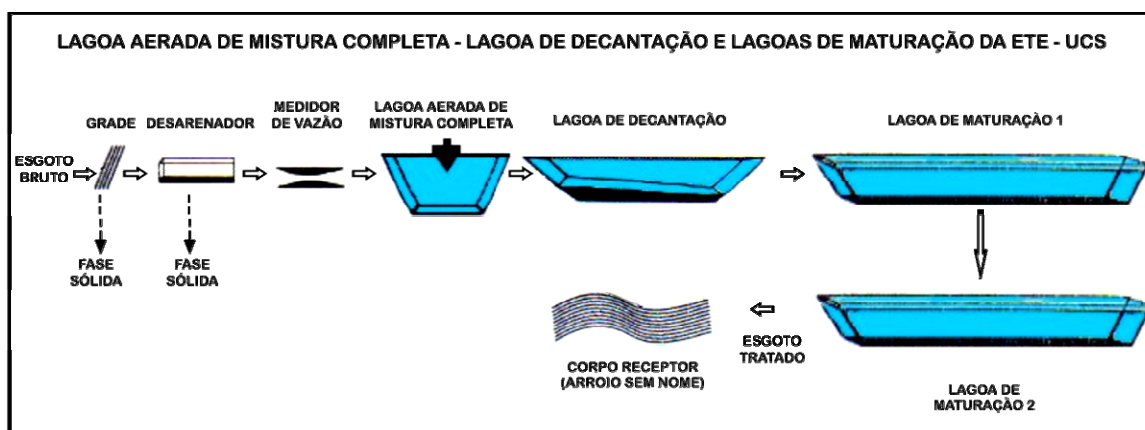


Figura 5: Fluxograma típico de um sistema de lagoa aerada de mistura completa, lagoa de decantação e lagoas de maturação (fonte: ISAM-UCS)

As características do sistema de lagoas da ETE-UCS, segundo BEAL *et al.* (2003), estão listadas na tabela 1 a seguir.

Tabela 1: Características do Projeto do Sistema de Lagoas

<b>Unidade</b>	<b>TDH</b>	<b>L</b>	<b>C</b>	<b>H</b>	<b>V</b>
L. Aerada	4 d	11,2 m	19,40 m	3,0 m	400 m <sup>3</sup>
L. Sedimentação	2 d	6,70 m	14,10 m	3,0 m	200 m <sup>3</sup>
L. Maturação 1	10,66 d	19,0 m	57,5 m	1,0 m	1.066 m <sup>3</sup>
L. Maturação 2	16,27 d	19,0 m	87,47 m	1,0 m	1.627 m <sup>3</sup>

Fonte: ISAM-UCS

Legenda:

TDH: tempo de detenção hidráulica

L: largura do nível da linha da água

C: comprimento da lagoa na linha da água

H: altura do nível da água

V: volume da lagoa

A vazão média de alimentação no projeto é de 110 m<sup>3</sup> por dia. As duas lagoas de maturação possuem duas chicanas cada, construídas em alvenaria sobre uma estrutura de concreto. Os tempos de detenção são os de parâmetro de projeto e, quando da operação, variam de acordo com a oscilação da vazão a ser tratada (BEAL, com. pes.).

## 5 MATERIAIS E MÉTODOS

### 5.1 AMOSTRAGEM

O estudo do fitoplâncton e das variáveis físicas, físico-químicas, químicas e biológicas da água da ETE-UCS, basearam-se em amostragens mensais realizadas no período de agosto de 2005 a julho de 2006, totalizando 12 meses.

Três pontos de amostragem foram estabelecidos: um na Entrada da Lagoa de Maturação 1 (ELM1), um na Saída da Lagoa de Maturação 1 (SLM1) (figura 6) e um na Saída da Lagoa de Maturação 2 (SLM2) (figura 7).



Figura 6: Estações de amostragem (ELM1: Entrada da Lagoa de Maturação 1; SLM1: Saída da Lagoa de Maturação 1).



Figura 7: Estação de amostragem (SLM2: Saída da Lagoa de Maturação 2).

As amostras simples de fitoplâncton e de água, para determinação das variáveis físicas, físico-químicas, químicas e biológicas foram coletadas na sub-superfície da água concomitantemente, no período entre 12 h e 14 h.

Devido à proximidade da ETE-UCS com o LASAN (Laboratório de Saneamento), cerca de 1 km, os frascos com as amostras não necessitaram ser acondicionados com gelo.

As coletas do fitoplâncton foram efetuadas na sub-superfície da água (15 cm), mediante dois tubos plásticos cortados na base e enroscados na outra extremidade. Cada frasco teve uma capacidade de 200 mL e ambos foram mergulhados na água no mesmo instante.

Após a coleta, um frasco de vidro de 200 mL, contendo uma amostra com fitoplâncton foi fixada com lugol neutro (SOURNIA, 1978). Esta foi mantida em refrigerador no laboratório para posterior análise.



O outro frasco de vidro com amostra de 200 mL foi dividido em duas sub-amostras de 100 mL. Uma foi fixada com formol a 4% e a outra foi mantida com fitoplâncton vivo.

## **5.2 ANÁLISE DAS VARIÁVEIS CLIMATOLÓGICAS**

Os dados climatológicos de precipitação pluviométrica, da Estação do Aeroporto de Caxias do Sul, distante cerca de 4 km da área de estudo, foram obtidos do 8º Distrito de Meteorologia de Porto Alegre, RS (órgão vinculado ao Ministério de Agricultura e Reforma Agrária).

## **5.3 ANÁLISE DAS VARIÁVEIS FÍSICAS, FÍSICO-QUÍMICAS E QUÍMICAS DA ÁGUA**

Medidas de pH, temperatura do ar e da água, e transparência da água foram obtidas no próprio local de coleta.

As demais análises físicas, físico-químicas, químicas e biológicas foram efetuadas no Laboratório de Saneamento (LASAN), do Instituto de Saneamento (ISAM) da UCS, de acordo com APHA (1995).

### **5.3.1 Variáveis físicas da água**

#### **Temperatura da água**

Foi registrada pela leitura em termômetro de mercúrio com intervalo de 0,1°C. Os resultados são expressos em °C.

#### **Turbidez**

Foi determinada pelo método Nefelométrico, utilizando-se um turbidímetro VELP, modelo 11520. Os resultados são expressos em UNT (unidades nefelométricas de turbidez).

### **Transparência da água**

Foi obtida utilizando-se o disco de Secchi, preto e branco de 30 cm de diâmetro. Os resultados são expressos em m.

#### **5.3.2 Variáveis físico-químicas da água**

##### **pH**

Foi anotado pelo método potenciométrico, utilizando-se um phmetro DIGIMED, modelo DM-2.

##### **Condutividade elétrica**

Foi determinada através do uso de um condutivímetro DIGIMED, modelo DM-3. Os resultados são expressos em  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

#### **5.3.3 Variáveis químicas da água**

##### **Oxigênio dissolvido**

Foi determinado pelo método de Winkler. Os resultados são expressos em  $\text{mg O}_2/\text{L}$ .

##### **DBO<sub>5</sub> total e solúvel**

Foram determinados pelo método de diluição de incubação por cinco dias a  $20^\circ\text{C}$ . Os resultados são expressos em  $\text{mg O}_2/\text{L}$ .

##### **DQO total e solúvel**

Foram determinados pelo método do refluxo fechado com dicromato de potássio. Os resultados são expressos em  $\text{mg O}_2/\text{L}$ .

##### **Sólidos suspensos totais e voláteis**

Foram medidos pelo método gravimétrico. Os resultados são expressos em mg/L.

### **Nitrato**

Foi medido pelo método do ácido fenoldissulfônico. Os resultados são expressos em mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L.

### **Nitrito**

Foi medido pelo método colorimétrico de sulfalamida e N-(1-naftil)-etilenodiamina. Os resultados são expressos em µg N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>/L.

### **Nitrogênio amoniacal**

Foi determinado pelo método titulométrico com destilação prévia (+ 5mg/L) ou pelo método de Nesslerização com destilação prévia (- 5mg/L). Os resultados são expressos em mg N-NH<sub>3</sub>/L.

### **Fósforo total**

Foi determinado pelo método do ácido ascórbico. Os resultados são expressos em mg P-PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>/L.

## **5.4 ANÁLISE DAS VARIÁVEIS BIOLÓGICAS**

### **5.4.1 Clorofila *a***

A medição da clorofila *a* foi feita pelo método etanol a quente, utilizando-se um espectrofotômetro SPECTRONIC modelo GENESYS 2, com comprimento de onda de 200 a 1100 nm. Os resultados são expressos em µg/L.

## **5.5 ANÁLISE DO FITOPLÂNCTON**

### **5.5.1 Análise qualitativa**

A análise do fitoplâncton foi processada no laboratório do ISAM da UCS.

A análise qualitativa (riqueza) foi realizada a partir do material fixado e, sempre que possível, vivo.

O exame do material vivo é importante, devido às modificações morfológicas a que muitos organismos estão sujeitos após a fixação. Tais modificações podem interferir em suas identificações e medições. O exame do material não fixado deve ser feito a curto prazo, imediatamente após a coleta, enquanto o material fixado pode ser examinado em prazo mais longo.

Um microscópio óptico ZEISS modelo AXIOLAB Ere, equipado com câmara clara, contraste de fase, fluorescência, ocular de medição, máquina fotográfica digital ZEISS e aumento de 1.000 x, foi utilizado nas análises qualitativas.

Os organismos foram identificados analisando-se as características morfológicas da vida vegetativa e reprodutiva.

Para identificação dos táxons a nível genérico, específico e infra-específico, foram montadas quatro lâminas de cada amostra. Para a identificação do grupo das diatomáceas, foram confeccionadas lâminas permanentes, utilizando Bálsamo de Canadá (I.R. = 1,53) como resina entre lâmina e lamínula, segundo o método de SIMONSEN (1974).

Para a identificação das espécies fitoplanctônicas, foram utilizadas as seguintes bibliografias: FRENGUELLI (1942), HUBER-PESTALOZZI (1961), BOURRELLY (1968, 1970, 1972), FÖRSTER (1969, 1974), BICUDO & BICUDO (1970), PRESCOTT (1970, 1979), WHITFORD & SCHUMACHER (1973), PARRA & GONZÁLEZ (1978), GERMAIN (1981), GONZÁLEZ & DELLAROSA (1983), TRACANNA (1985), MENEZES (1989), ALVES-DA-SILVA & TORRES (1994),

COSTA (1995), GÓMEZ & BAUER (2000), ALVES-DA-SILVA & BRIDI (2004), além de outros artigos especializados.

Foi utilizada a classificação geral de HOECK *et al.* (1995) para enquadrar as espécies dentro de divisões e classes.

### **5.5.2 Análise quantitativa**

A análise quantitativa (densidade) do fitoplâncton foi feita nas amostras de 200 mL fixadas com lugol, utilizando-se a câmara de Sedgwick-Rafter (WETZEL & LIKENS, 1990) e um microscópio óptico ZEISS modelo AXIOLAB Ere, equipado com câmara clara, contraste de fase, fluorescência, ocular de medição e aumento de 400 x. A câmara de Sedgwick-Rafter comporta uma área de 1.000 mm<sup>2</sup>. Apresenta 1.000 campos, uma capacidade de reter 1mL de água e um volume de 1µL/campo.

Deixou-se em torno de 20 minutos o fitoplâncton sedimentar na câmara e, após, levou-se a mesma até o microscópio para que se efetuasse a contagem do material. Devido à elevada densidade de organismos, foram realizadas diluições de 1:2 a 1:10. O procedimento de contagem escolhido foi o de contagem por campos, através de dois transectos perpendiculares um ao outro. Levando em consideração o tempo que é consumido em cada quantificação e o número de amostras coletadas, partiu-se do valor mínimo de 400 indivíduos/amostra da espécie mais abundante a quantificar e eficiência de no mínimo 90%, onde a eficiência é a probabilidade que um número necessário de indivíduos tenha sido contado. Eficiência máxima, em termos quantitativos, significa que a probabilidade de uma nova espécie a ser encontrada seja mínima; ou seja, mais próxima de zero do que 1 (PAPPAS & STOERMER, 1996). De acordo LUND *et al.* (1958), isso permite trabalhar com erro inferior a 10% e com intervalo de confiança de 95%.

Para efeito de contagem, cada célula, colônia, cenóbio, tricoma ou filamento foi considerado como um indivíduo.

### 5.5.3 Estrutura da comunidade fitoplanctônica

A estrutura da comunidade fitoplanctônica foi avaliada através dos seguintes atributos: riqueza específica, densidade de organismos, abundância, diversidade de espécies, equitabilidade.

#### 5.5.3.1 Riqueza específica

A riqueza específica é representada pelo número de táxons presentes na amostra.

##### 5.5.3.1.1 Análise de rarefação

Esse método calcula qual seria o número esperado de espécies levando em consideração o esforço amostral. Ele foi utilizado para a análise de suficiência amostral. O cálculo foi realizado através dos programas Biodiversity Pro versão 5.1 (McALEECE, 1997) e PAST (HAMMER *et al.*, 2001).

#### 5.5.3.2 Densidade de organismos

A estimativa de densidade, expressa em indivíduos por mililitro (ind./mL), foi obtida através da seguinte fórmula (APHA, 1995), sendo:

$$\frac{N^{\circ}\text{ind}}{\text{mL}} = \frac{C \cdot 1000\text{mm}^3}{A \cdot D \cdot F}, \text{ onde}$$

C= Número de indivíduos contados

A= Área do campo (mm<sup>2</sup>)

D= Altura da câmara (mm)

F= Número de campos contados

#### 5.5.3.3 Abundância

Foram consideradas espécies abundantes aquelas cuja ocorrência numérica supera o valor médio obtido ao dividir a densidade total de cada amostra pelo número de táxons na mesma (LOBO & LEIGHTON, 1986).

### 5.5.3.4 Diversidade de espécies

A diversidade específica do fitoplâncton foi determinada para cada amostra quantitativa, pelo índice de diversidade de SHANNON & WIENER (1963), que pode ser definido pela fórmula:

$$H' = - \sum_{i=1}^n p_i \cdot \log_2 p_i$$

sendo  $p_i = \frac{n_i}{N}$ , onde

H' = diversidade específica da amostra  
 n<sub>i</sub> = número de indivíduos da espécie i  
 N = número total de indivíduos

O cálculo da diversidade foi feito através do programa PAST (HAMMER *et al.*, 2001), com os resultados expressos em bits (binary digits) por indivíduos. Utilizou-se o teste t de “Student” (p < 0,05) para verificar se a diferença da diversidade específica entre os pontos amostrados foi significativa.

### 5.5.3.5 Equitabilidade

A equitabilidade (J') foi avaliada através da fórmula sugerida por PIELOU (1966) *apud* LEGENDRE & LEGENDRE (1984). Foram calculados os valores de equitabilidade para os dados do número de indivíduos (densidade), segundo a expressão:

$$J' = \frac{H'}{H'_{\text{máx}}}$$

$$H'_{\text{máx}} = \log_2 S, \text{ onde}$$

H' = índice de diversidade da amostra  
 H'máx = índice de diversidade máxima da amostra  
 S = número de espécies da amostra.

---

<sup>1</sup> Obtida quando todas as espécies apresentam igual contribuição para a biomassa total.

O cálculo de equitabilidade foi feito utilizando-se o programa PAST (HAMMER *et al.*, 2001).

## **5.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS**

### **5.6.1 Análise de agrupamento (Cluster)**

A análise de agrupamento foi utilizada para relacionar as variáveis temporais do número de indivíduos, da riqueza e da abundância dos grupos de algas do fitoplâncton. Esta técnica multivariada consiste em reunir em grupos hierárquicos sucessivos elementos (indivíduos) de acordo com o grau de semelhança, do maior para o menor entre eles (PIELOU, 1984). Os resultados são expressos de forma gráfica (dendrograma).

Para a avaliação da riqueza utilizou-se a Análise de Cluster por Similaridade, através de ligação simples mediante o método de Sørensen-Dice.

Para o exame da abundância empregou-se a Análise de Cluster por Similaridade, através de ligação UPGMA (Unweighted Pair-Group Method Average) mediante o método de Bray-Curtis.

Para avaliar o grau de estabilidade da amostra, utilizou-se a Análise de Cluster pelo método de autoreamostragem (“bootstrap”), com a geração de 1.000 iterações.

### **5.6.2 Correlação linear de Pearson**

A análise de correlação linear de Pearson ( $p < 0,05$ ) foi utilizada para investigar as relações entre as variáveis físicas, físico-químicas e químicas da água, além da clorofila *a*, durante o período amostrado. O programa estatístico utilizado para esta análise foi o PAST (HAMMER *et al.*, 2001).



### 5.6.3 Análise de regressão linear múltipla

A técnica estatística de regressão linear múltipla é usada para estudar a relação entre a variável dependente e várias variáveis independentes. Ela pode ser utilizada na interpretação dos dados resultantes da relação entre uma variável biótica e as variáveis ambientais. Sua principal finalidade é a predição de resultados.

A análise de regressão linear múltipla foi aplicada sobre as variações temporais da riqueza, abundância e diversidade das cinco classes fitoplanctônicas, bem como das variáveis físicas, físico-químicas e químicas da água, além da clorofila *a*, das LM da ETE-UCS.

Nesta análise utilizou-se o General Linear Model (GLM) – regressão linear múltipla com stepwise backward, com tolerância de 1 a -11. Portanto, retirou-se seqüencialmente o valor de  $p$  até o nível de significância desejado ( $p < 0,05$ ).

O cálculo foi realizado através do programa SYSTAT (WILKISON *et al.*, 1992).

## **6 RESULTADOS**

Grande parte das variáveis abióticas e biótica (clorofila *a*) analisadas neste trabalho estiveram muito inter-relacionadas, como pode se observar pelos resultados da tabela de correlação linear de Pearson (anexo 3, tabela 51).

As tabelas 48, 49 e 50 do anexo 2 apresentam os dados, com média e desvio padrão, das variáveis físicas, físico-químicas, químicas e da variável biológica (clorofila *a*), na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS, durante o período amostrado. A seguir, serão analisados os dados das variáveis climatológicas, físicas, físico-químicas e químicas da água, além da variável biológica (clorofila *a*).

### **6.1 VARIÁVEIS CLIMATOLÓGICAS**

#### **6.1.1 Temperatura do ar**

A temperatura do ar apresentou uma amplitude de 19,5 °C entre os períodos de amostragem. O maior valor obtido ocorreu nos meses de janeiro/06 na SLM1 e de março/06 na SLM2 com 33,0 °C. O menor valor obtido ocorreu em setembro/05 na SLM1 com 13,5 °C.

A tabela 2 e a figura 8 mostram os valores de temperatura do ar nos momentos das coletas durante o período de estudo.

Tabela 2: Valores de temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) do ar, nos momentos das coletas, no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.

Estações de coleta			
Data	ELM1	SLM1	SLM2
ago./05	25,1	26,0	26,1
set./05	14,0	13,5	14,1
out./05	22,0	20,2	20,0
nov./05	21,3	21,3	22,0
dez./05	23,1	25,2	24,2
jan./06	31,8	33,0	32,2
fev./06	27,0	26,7	30,0
mar./06	30,0	31,0	33,0
abr./06	32,4	28,9	28,0
mai./06	14,0	14,0	14,8
jun./06	24,8	28,0	25,0
jul./06	17,0	19,0	18,1

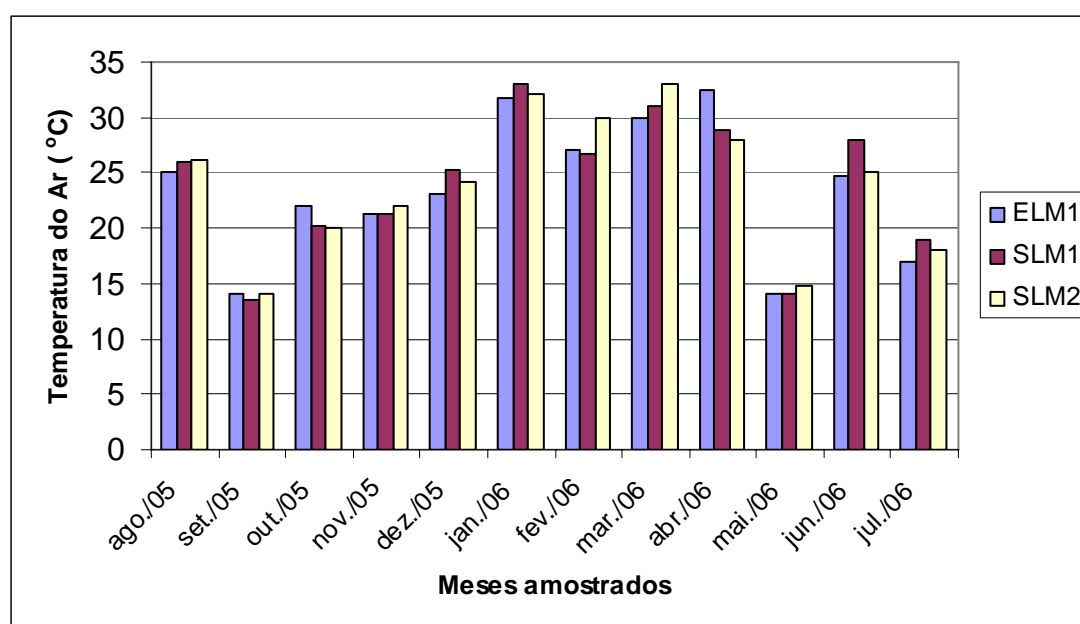


Figura 8: Variações de temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) do ar, nos momentos das coletas, no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.

### 6.1.2 Pluviosidade

Os índices pluviométricos foram calculados a partir da soma dos valores dos sete dias que antecederam a coleta (tabela 3 e figura 9). Também foi realizada a somatória da precipitação mensal (tabela 4 e figura 10). Os resultados são expressos em mm de chuva.

As semanas que apresentaram maior precipitação foram nos meses de outubro/05, com 42,00 mm, e em setembro/05, com 38,80 mm de chuva. As semanas que apresentaram menor precipitação foram nos meses de julho/06, com 0,60 mm, e em novembro/05, com 3,50 mm de chuva.

Os meses que apresentaram maiores precipitações foram: outubro/05, com 322,7 mm, e agosto/05, com 211,7 mm de chuva. Os meses que apresentaram menores precipitações foram: abril/06, com 46,5 mm, e dezembro/05, com 55,9 mm de chuva.

Tabela 3: Valores de precipitação (mm de chuva) nas semanas que antecederam as coletas, no período de agosto/05 a julho/06, medidos na Estação do Aeroporto de Caxias do Sul, RS. (fonte: 8º Distrito de Meteorologia de Porto Alegre, RS).

ago./05	set./05	out./05	nov./05	dez./05	jan./06	fev./06	mar./06	abr./06	mai./06	jun./06	jul./06
37,50	38,80	42,00	3,50	12,40	18,50	6,25	35,60	14,80	37,70	9,50	0,60

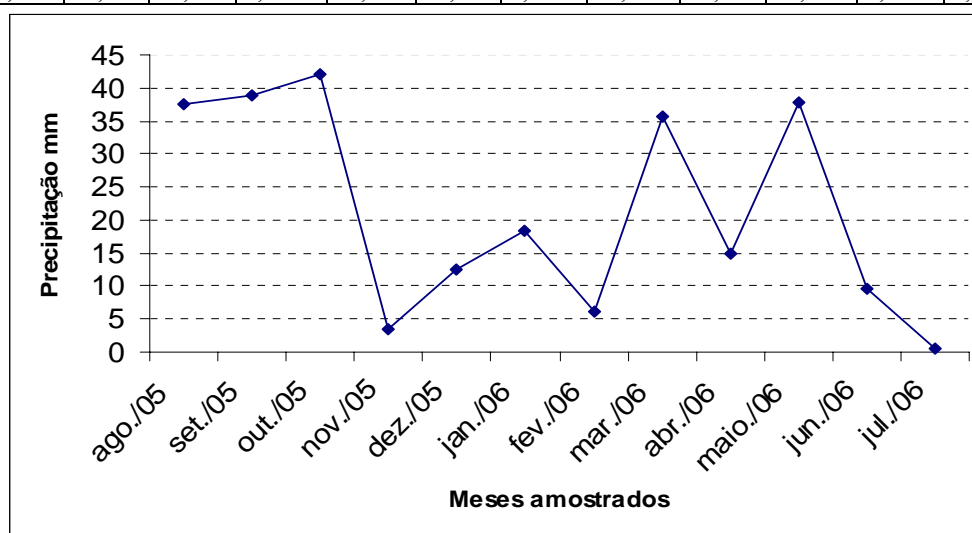


Figura 9: Variações de precipitação (mm de chuva) nas semanas que antecederam as coletas, no período de agosto/05 a julho/06, medidos na Estação do Aeroporto de Caxias do Sul, RS. (fonte: 8º Distrito de Meteorologia de Porto Alegre, RS).

Tabela 4: Valores de precipitação total mensal (mm de chuva), no período de agosto/05 a julho/06 na Estação do Aeroporto de Caxias do Sul, RS. (fonte: 8º Distrito de Meteorologia de Porto Alegre, RS).

ago./05	set./05	out./05	nov./05	dez./05	jan./06	fev./06	mar./06	abr./06	maio./06	jun./06	jul./06
211,7	171,5	322,7	94,8	55,9	144,1	179,4	174,4	46,5	107,7	185,5	203,0

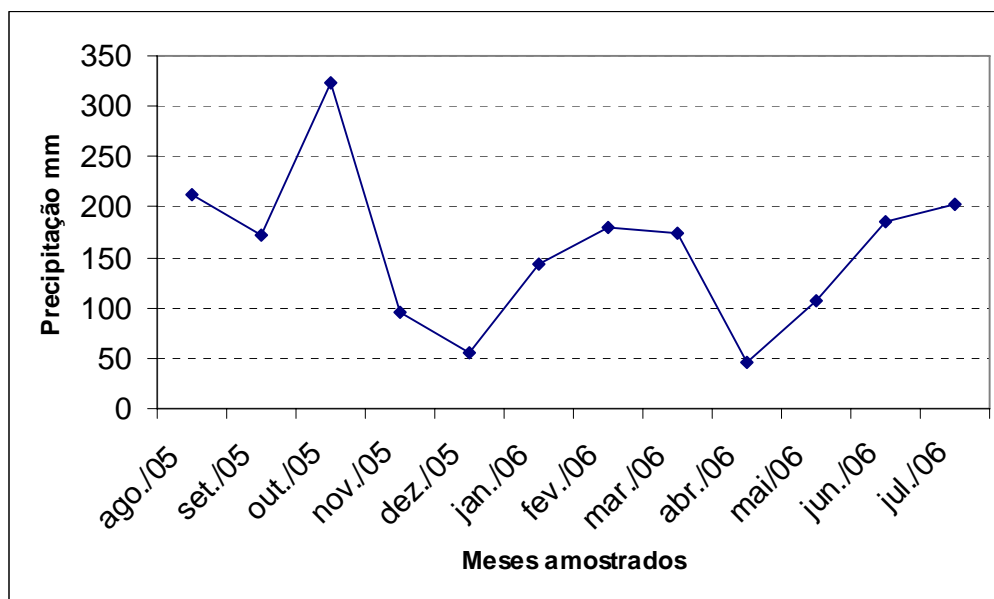


Figura 10: Variações de precipitação total mensal (mm de chuva), no período de agosto/05 a julho/06 na Estação do Aeroporto de Caxias do Sul, RS. (fonte: 8º Distrito de Meteorologia de Porto Alegre, RS).

## 6.2 VARIÁVEIS FÍSICAS, FÍSICO-QUÍMICAS E QUÍMICAS DA ÁGUA

### 6.2.1 Variáveis físicas da água

#### 6.2.1.1 Temperatura da água

Os valores de temperatura da água mais elevados ocorreram nos meses de dezembro/05, com 31,3°C na SLM2, e janeiro/06, com 31,2°C, também na SLM2, correspondentes ao período de primavera e verão.

Os valores mínimos registrados ocorreram nos meses de junho/06, com 12,0°C na ELM1, e setembro/05, com 13,0°C na SLM2, correspondentes ao período de outono e inverno.

A tabela 5 e a figura 11 mostram as variações de temperatura da água nos diferentes meses e estações de amostragem.

Tabela 5: Valores de temperatura da água (°C) no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.

Estações de coleta			
Data	ELM1	SLM1	SLM2
ago./05	20,0	21,2	20,2
set./05	13,1	13,1	13,0
out./05	22,3	21,0	21,1
nov./05	23,0	23,0	23,4
dez./05	27,4	29,1	31,3
jan./06	29,0	29,0	31,0
fev./06	25,2	25,2	25,0
mar./06	25,1	25,8	29,0
abr./06	21,0	22,0	24,0
mai./06	16,0	16,0	15,1
jun./06	12,0	13,1	16,9
jul./06	14,5	15,7	16,0

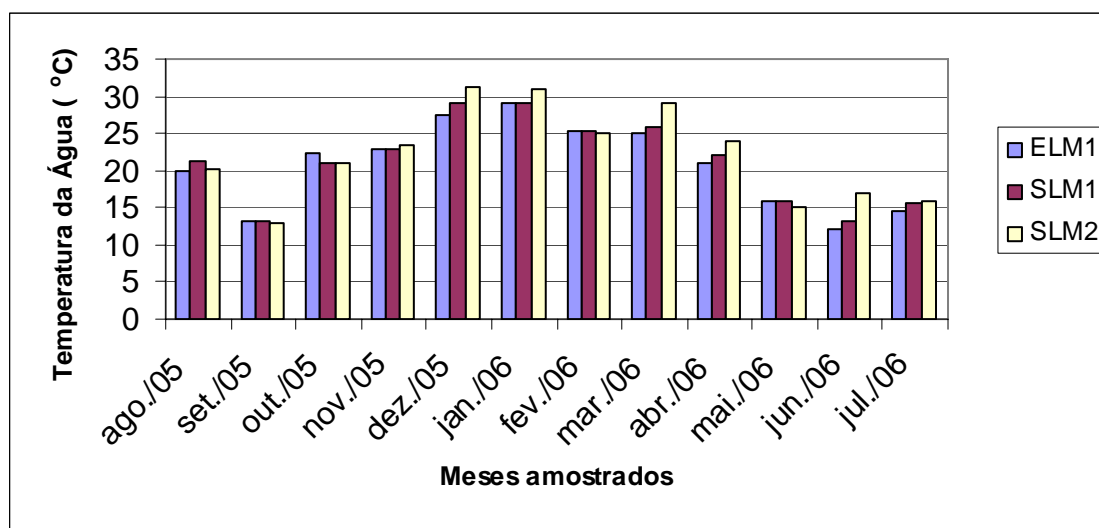


Figura 11: Variações de temperatura da água (°C) no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.

### 6.2.1.2 Turbidez

Os valores de turbidez mais elevados foram registrados em dezembro/05, com 27,70 UNT na SLM2, e em janeiro/06, com 27,40 UNT na SLM2. Os menores valores foram registrados em novembro/05, na SLM2, com 5,53 UNT e na SLM1, com 7,13 UNT. Os valores estão representados na tabela 6 e figura 12.

Tabela 6: Valores da turbidez (UNT), no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.

Estações de coleta			
Data	ELM1	SLM1	SLM2
ago./05	7,15	12,12	14,33
set./05	12,25	11,49	8,30
out./05	11,79	12,40	9,81
nov./05	9,47	7,13	5,53
dez./05	23,40	18,70	27,70
jan./06	17,10	16,83	27,40
fev./06	11,70	11,82	18,52
mar./06	14,31	16,04	20,80
abr./06	14,70	13,54	15,03
mai./06	19,86	21,60	22,50
jun./06	16,28	21,70	24,70
jul./06	21,60	14,58	14,36

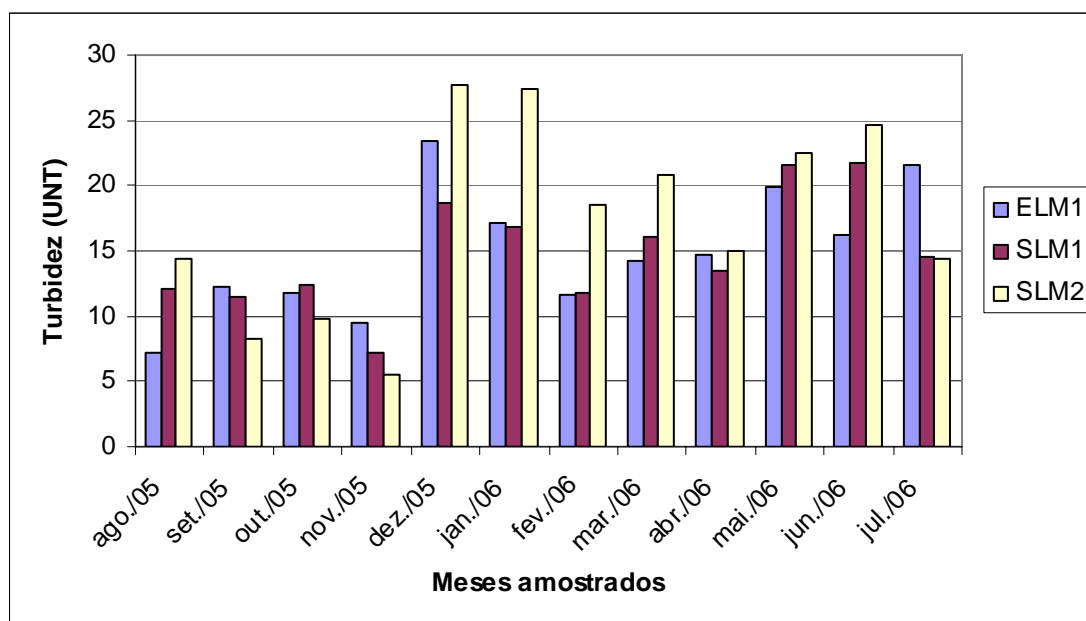


Figura 12: Variações da turbidez (UNT), no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.

### 6.2.1.3 Transparência da água

A transparência da água mostrou valores máximos de 0,30 m em outubro/05, na ELM1 e 0,28 m em novembro/05, na SLM2. Por sua vez, os valores mínimos foram de 0,08 m em fevereiro/06, na ELM1 e junho/06, na SLM1, além de 0,10 m em novembro/05, na SLM1.

A tabela 7 e a figura 13 mostram as variações de transparência nos diferentes meses e estações de amostragem.

Tabela 7: Valores de transparência da água (m), no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.

Estações de coleta			
Data	ELM1	SLM1	SLM2
ago./05	0,24	0,19	0,17
set./05	0,20	0,18	0,14
out./05	0,30	0,15	0,23
nov./05	0,13	0,10	0,28
dez./05	0,13	0,27	0,19
jan./06	0,26	0,26	0,23
fev./06	0,08	0,13	0,18
mar./06	0,21	0,20	0,22
abr./06	0,12	0,16	0,20
mai./06	0,21	0,14	0,16
jun./06	0,22	0,08	0,12
jul./06	0,17	0,18	0,13

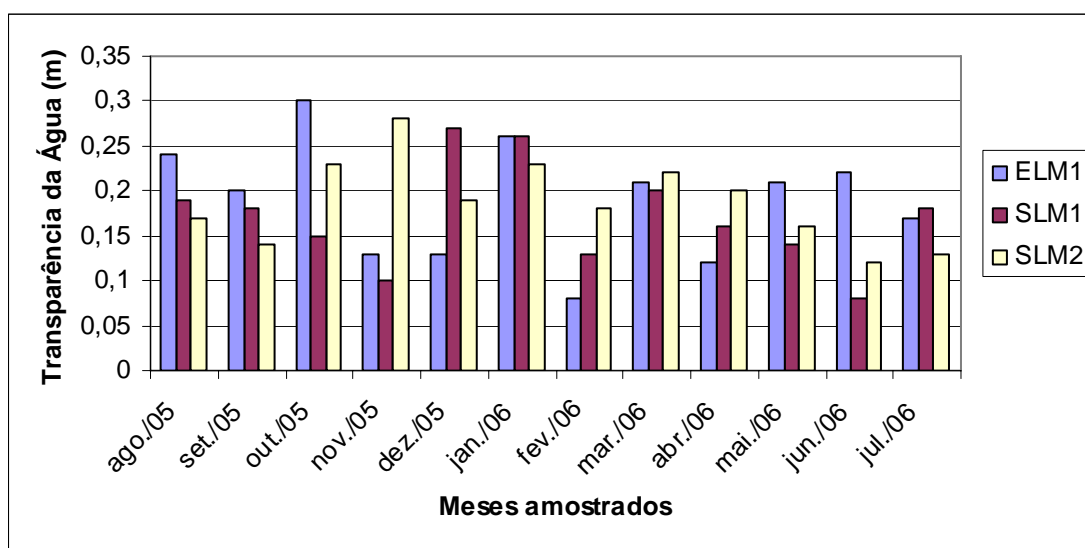


Figura 13: Variações de transparência da água (m), no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.

## 6.2.2 Variáveis físico-químicas da água

### 6.2.2.1 pH

Os maiores valores registrados para o pH na SLM2 foram de 9,42 e 9,18 nos meses de agosto/05 e janeiro/06. Os menores valores registrados foram 6,63 em setembro/05 na ELM1, e 6,57, também no mês de setembro/05, na SLM1.



A tabela 8 e a figura 14 mostram as variações de pH nos diferentes meses e estações de amostragem.

Tabela 8: Valores de pH, no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.

Estações de coleta			
Data	ELM1	SLM1	SLM2
ago./05	6,65	7,41	9,42
set./05	6,33	6,57	8,76
out./05	6,98	7,41	7,35
nov./05	7,46	7,87	7,90
dez./05	8,26	8,20	8,80
jan./06	8,55	7,94	9,18
fev./06	7,93	7,88	8,52
mar./06	8,39	8,42	8,75
abr./06	7,18	7,69	8,54
mai./06	7,28	7,54	7,20
jun./06	7,28	7,72	7,12
jul./06	7,21	7,40	8,25

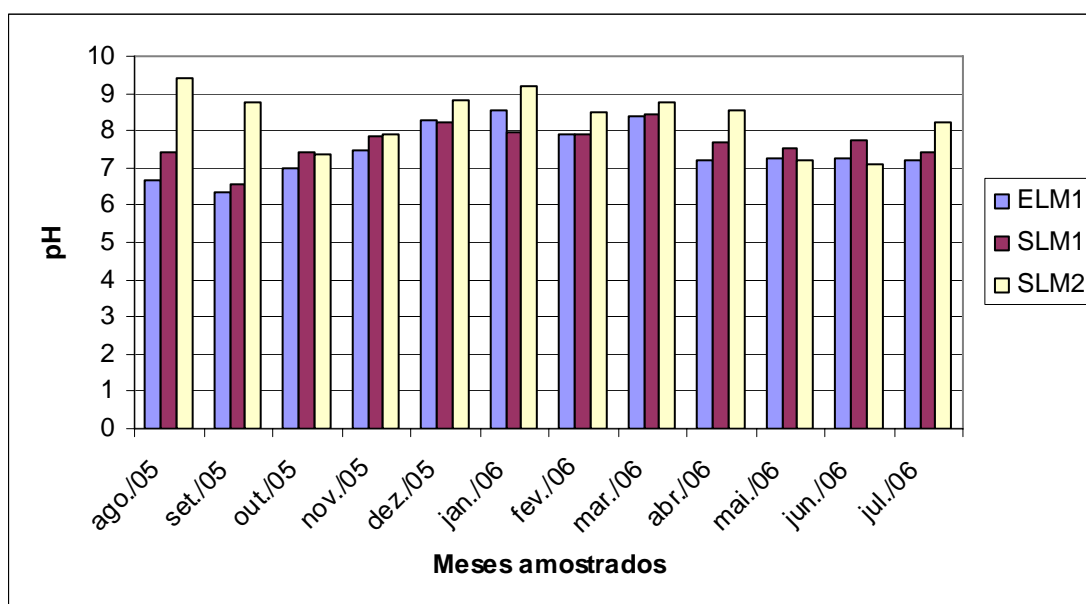


Figura 14: Variações de pH, no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.

### 6.2.2.2 Condutividade elétrica

Os valores mais elevados da condutividade elétrica foram registrados nos meses de junho e julho/06 (1041 e 1011  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), respectivamente, ambos na ELM1. Os menores valores foram registrados no mês de outubro/05, com 178  $\mu\text{S}/\text{cm}$  na ELM1 e com 229  $\mu\text{S}/\text{cm}$  na SLM1.

A tabela 9 e a figura 15 mostram as variações de condutividade elétrica nos diferentes meses e estações de amostragem.

Tabela 9: Valores de condutividade elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.

Estações de coleta			
Data	ELM1	SLM1	SLM2
ago./05	528	514	382
set./05	441	420	341
out./05	178	229	304
nov./05	801	600	413
dez./05	915	848	550
jan./06	324	341	311
fev./06	355	346	384
mar./06	418	357	371
abr./06	866	787	473
mai./06	850	841	643
jun./06	1011	946	739
jul./06	1041	827	604

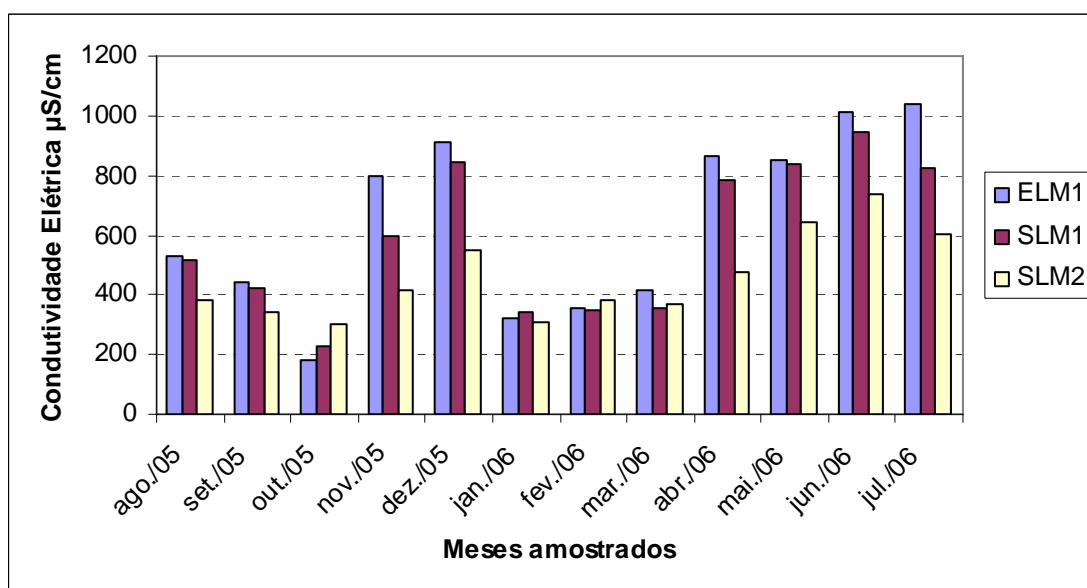


Figura 15: Variações de condutividade elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.

### 6.2.3 Variáveis químicas da água

#### 6.2.3.1 Oxigênio dissolvido

Os valores mais elevados de oxigênio dissolvido foram registrados em janeiro/06 com 27,00 mg  $\text{O}_2/\text{L}$  e abril/06 com 18,20 mg  $\text{O}_2/\text{L}$ , ambos na SLM2. Os

valores mais baixos foram encontrados na ELM1, no mês de agosto/05 e julho/06, com 0,54 e 1,00 mg O<sub>2</sub>/L, respectivamente. Os resultados são apresentados na tabela 10 e figura 16.

Tabela 10: Valores de oxigênio dissolvido (mg O<sub>2</sub>/L), no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.

Estações de coleta			
Data	ELM1	SLM1	SLM2
ago./05	0,54	6,52	7,10
set./05	1,70	5,44	5,18
out./05	4,78	6,20	7,00
nov./05	2,42	1,80	2,20
dez./05	10,00	9,40	12,00
jan./06	17,40	11,72	27,00
fev./06	5,40	5,90	8,00
mar./06	17,00	9,60	12,50
abr./06	5,60	11,00	18,20
mai./06	1,60	4,60	1,60
jun./06	2,00	11,60	12,80
jul./06	1,00	4,60	10,00

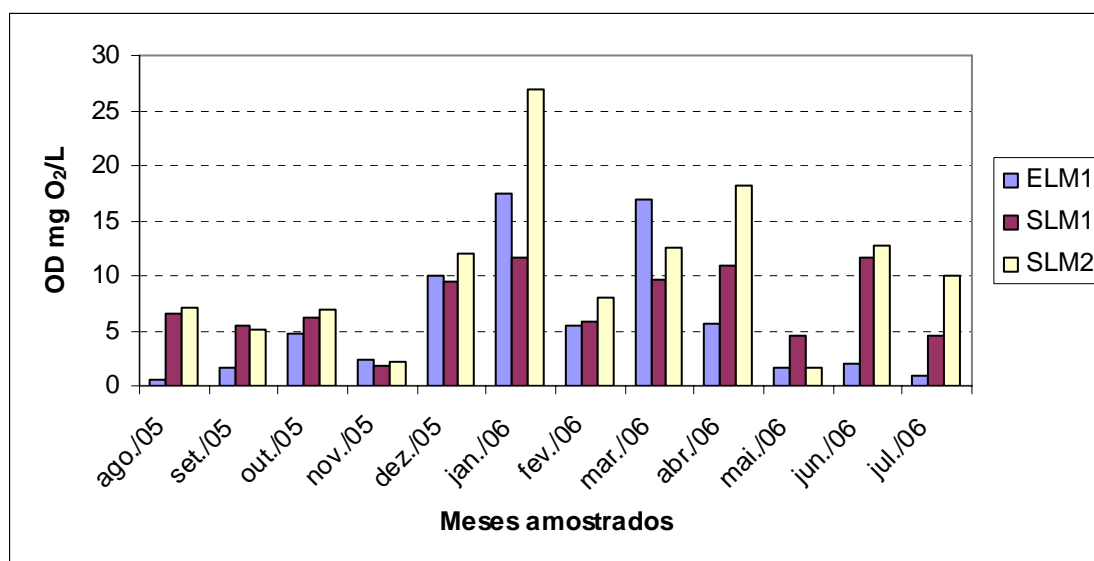


Figura 16: Variações de oxigênio dissolvido (mg O<sub>2</sub>/L), no período de agosto/05 a julho/06, na SLM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.

### 6.2.3.2 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5</sub>) total e solúvel

Os valores mais elevados de DBO<sub>5</sub> total ocorreram no mês de julho/06, com valores de 280 e 220 mg O<sub>2</sub>/L na SLM1. Os menores valores foram registrados para o mês de janeiro/06, com 6,8 mg O<sub>2</sub>/L na SLM1 e com 9,3 mg O<sub>2</sub>/L na ELM1.

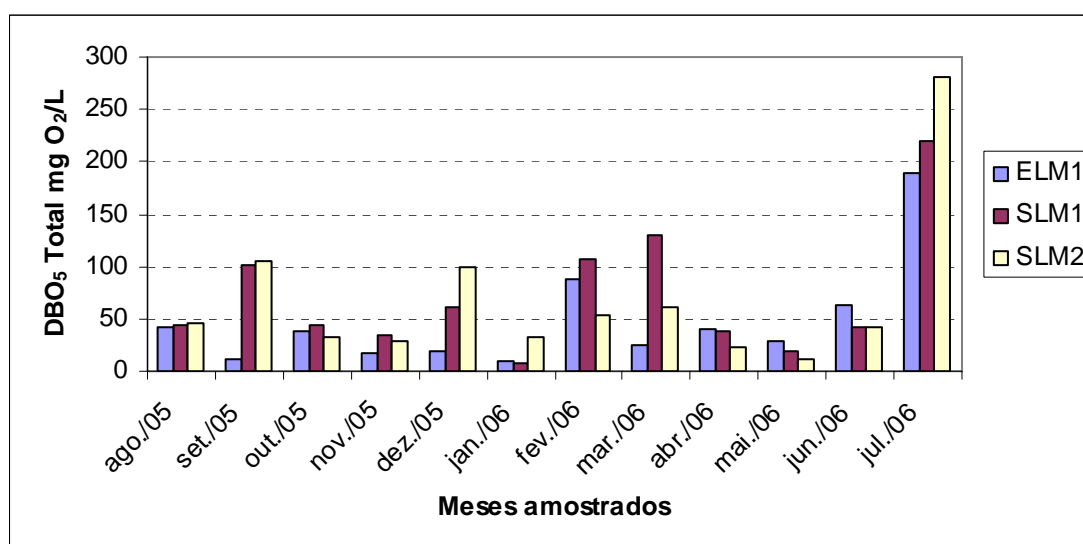
Os valores mais elevados de  $DBO_5$  solúvel ocorreram no mês de dezembro/05, com 41,3mg  $O_2/L$  na SLM1 e 33,2 mg  $O_2/L$  na SLM2. Os menores valores foram registrados para os meses de novembro/06, com 2,7 mg  $O_2/L$  na SLM2, e janeiro/06, com 3,4 mg  $O_2/L$  na ELM1.

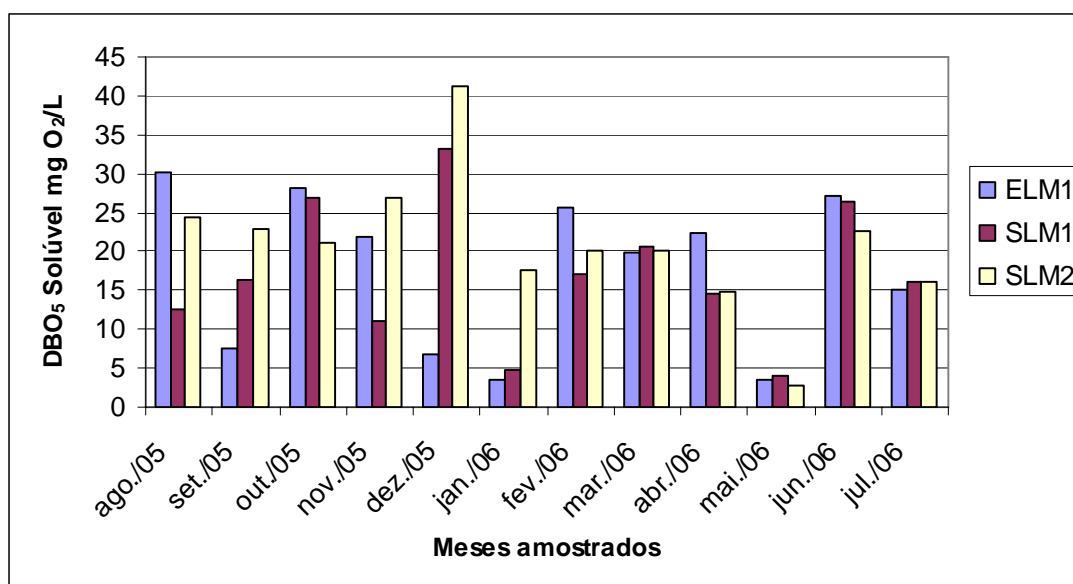
As tabelas 11 e 12 e as figuras 17 e 18 mostram as variações de DBO total e DBO solúvel nos meses e estações de coleta.

Tabelas 11 e 12: Valores de  $DBO_5$  total e  $DBO_5$  solúvel (mg  $O_2/L$ ), respectivamente, no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.

<b><math>DBO_5</math> Total</b>			
<b>Estações de coleta</b>			
<b>Data</b>	<b>ELM1</b>	<b>SLM1</b>	<b>SLM2</b>
ago./05	41,4	43,8	45,8
set./05	11,0	101,8	104,8
out./05	37,5	44,0	32,0
nov./05	17,2	33,9	28,1
dez./05	19,7	60,9	99,6
jan./06	9,3	6,8	33,0
fev./06	88,5	107,8	53,3
mar./06	25,4	130,3	61,3
abr./06	39,4	37,7	22,0
mai./06	28,3	19,4	11,2
jun./06	63,5	41,7	41,3
jul./06	190,0	220,0	280,0

<b><math>DBO_5</math> Solúvel</b>			
<b>Estações de coleta</b>			
<b>Data</b>	<b>ELM1</b>	<b>SLM1</b>	<b>SLM2</b>
ago./05	30,1	12,6	24,4
set./05	7,6	16,3	23,0
out./05	28,1	26,8	21,1
nov./05	21,8	11,0	26,9
dez./05	6,9	33,2	41,3
jan./06	3,4	4,9	17,5
fev./06	25,7	17,1	20,2
mar./06	19,9	20,6	20,2
abr./06	22,5	14,5	14,9
mai./06	3,5	4,1	2,7
jun./06	27,1	26,3	22,6
jul./06	15,0	16,0	16,0





Figuras 17 e 18: Variações de DBO<sub>5</sub> total e DBO<sub>5</sub> solúvel (mg O<sub>2</sub>/L), respectivamente, no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.

### 6.2.3.3 Demanda química de oxigênio (DQO) total e solúvel

Os maiores registros de DQO total ocorreram no mês de julho/06, apresentando 315 mg O<sub>2</sub>/L na SLM2 e 249 mg O<sub>2</sub>/L na SLM1, e os menores registros, em setembro/05, com 10,0 mg O<sub>2</sub>/L na ELM1, e janeiro/06, com 12,0 mg O<sub>2</sub>/L na ELM1.

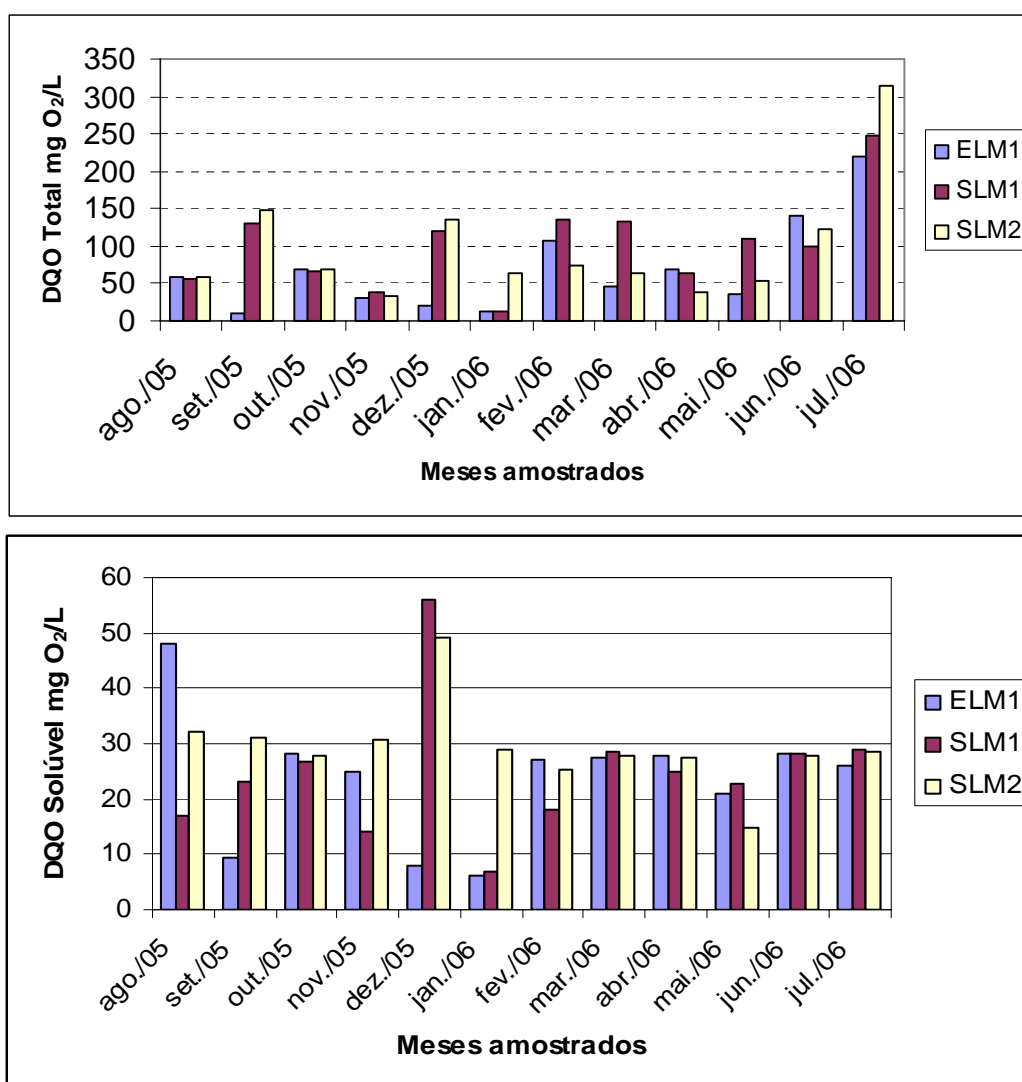
Os maiores registros de DQO solúvel ocorreram no mês de dezembro/05, apresentando 56,0 mg O<sub>2</sub>/L na SLM1 e 49,0 mg O<sub>2</sub>/L na SLM2, e os menores registros, em janeiro/06, com 6,0 mg O<sub>2</sub>/L na ELM1 e com 7,0 mg O<sub>2</sub>/L na SLM1.

Tabelas 13 e 14: Valores de DQO total e DQO solúvel (mg O<sub>2</sub>/L), respectivamente, no período de agosto/05 a agosto/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.

<b>DQO Total</b>			
<b>Estações de coleta</b>			
<b>Data</b>	<b>ELM1</b>	<b>SLM1</b>	<b>SLM2</b>
ago./05	60,0	57,0	60,0
set./05	10,0	130,0	149,0
out./05	70,0	67,0	70,0
nov./05	31,6	39,0	32,3
dez./05	20,0	120,0	136,0
jan./06	12,0	13,0	64,0
fev./06	106,6	135,0	75,0
mar./06	47,0	133,0	65,0
abr./06	68,0	65,0	38,0
mai./06	37,0	111,0	54,0
jun./06	140,0	100,0	122,0
jul./06	220,0	249,0	315,0

<b>DQO Solúvel</b>			
<b>Estações de coleta</b>			
<b>Data</b>	<b>ELM1</b>	<b>SLM1</b>	<b>SLM2</b>
ago./05	48,0	17,0	32,0
set./05	9,5	23,0	31,0
out./05	28,1	26,8	27,8
nov./05	25,1	14,0	30,9
dez./05	8,0	56,0	49,0
jan./06	6,0	7,0	29,0
fev./06	27,2	18,1	25,3
mar./06	27,6	28,5	27,9
abr./06	27,8	25,0	27,4
mai./06	20,9	22,8	14,7
jun./06	28,1	28,2	27,9
jul./06	25,9	28,8	28,6

As tabelas 13 e 14 e as figuras 19 e 20 mostram as variações de DQO total e DQO solúvel, respectivamente, nos meses e estações de amostragem.



Figuras 19 e 20: Variações de DQO total e DQO solúvel (mg O<sub>2</sub>/L), respectivamente, no período de agosto/05 a agosto/06, na SLM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.

#### 6.2.3.4 Sólidos suspensos totais (SST) e voláteis (SSV)

Os maiores registros de sólidos suspensos totais ocorreram nos meses de fevereiro/06 e novembro/05 apresentando 314,0 e 225,0 mg/L, ambos na SLM1, e os menores registros, em outubro/05, com 33,0 mg/L na SLM2, e em setembro/05, com 38,7 mg/L na ELM1.

Os maiores registros de sólidos suspensos voláteis ocorreram nos meses de fevereiro/06 e novembro/05 apresentando 310,0 e 208,0 mg/L, ambos na SLM1 e os

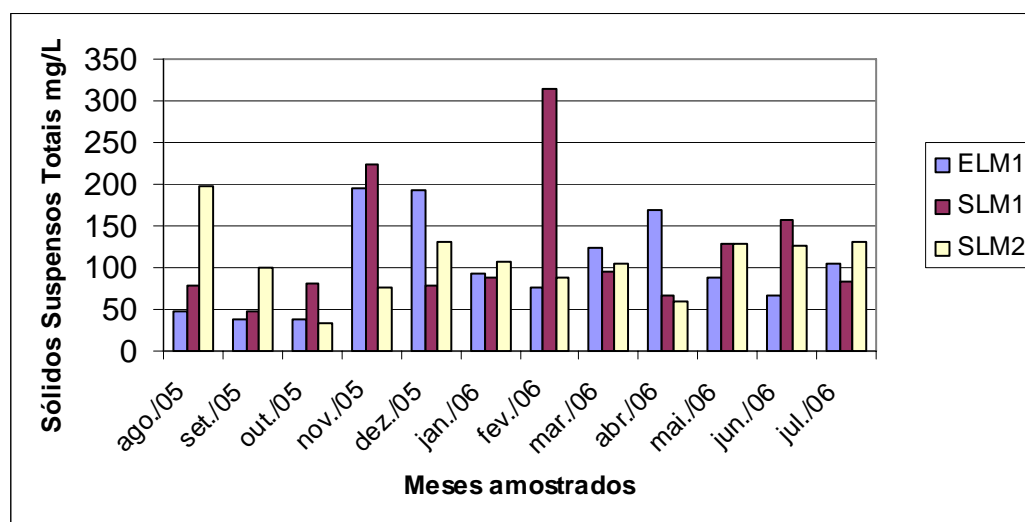
menores registros aconteceram em janeiro/06, com 6,0 mg/L na ELM1 e 7,0 mg/L na SLM1.

As tabelas 15 e 16 e as figuras 21 e 22 mostram as variações de SST e SSV, respectivamente, nos meses e estações de coleta.

Tabelas 15 e 16: Valores de SST e SSV (mg/L), respectivamente, no período de agosto/05 a agosto/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.

SST			
Estações de coleta			
Data	ELM1	SLM1	SLM2
ago./05	48,0	78,0	197,0
set./05	38,7	48,6	100,0
out./05	39,0	81,0	33,0
nov./05	194,3	225,0	77,0
dez./05	192,0	79,0	132,0
jan./06	93,0	87,0	107,0
fev./06	77,0	314,0	89,0
mar./06	124,0	96,0	104,0
abr./06	170,0	66,0	59,0
mai./06	89,0	128,7	127,5
jun./06	67,8	156,9	126,0
jul./06	104,5	84,0	130,0

SSV			
Estações de coleta			
Data	ELM1	SLM1	SLM2
ago./05	45,0	77,0	190,0
set./05	34,7	40,0	87,0
out./05	38,0	8,0	24,0
nov./05	128,0	208,0	10,1
dez./05	181,0	72,0	122,0
jan./06	89,0	78,0	94,0
fev./06	76,0	310,0	88,0
mar./06	118,0	62,0	88,0
abr./06	90,0	65,0	38,0
mai./06	59,0	91,2	83,7
jun./06	57,8	123,1	116,0
jul./06	51,2	63,0	76,0



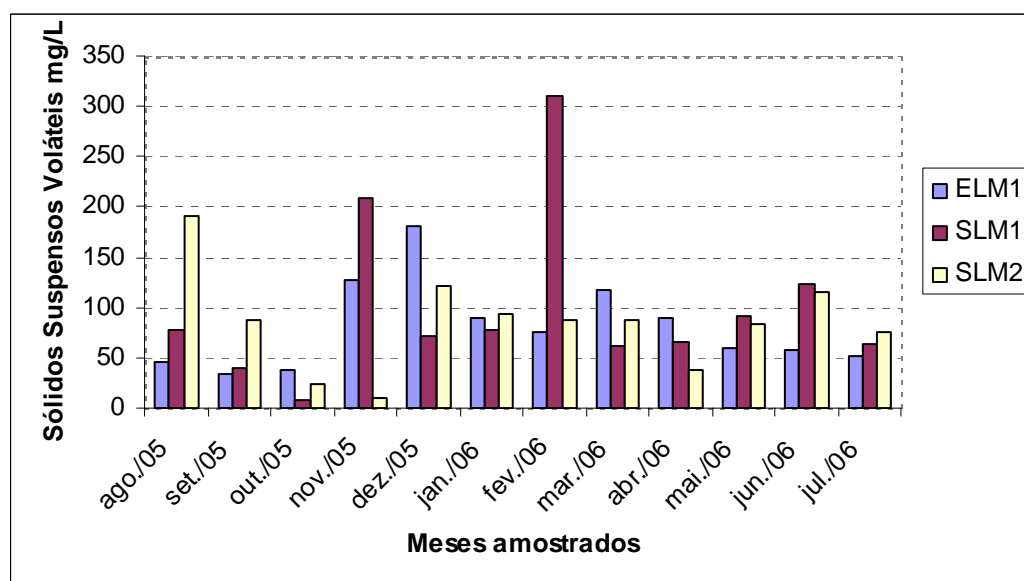


Figura 21 e 22: Variações de SST e SSV (mg/L), respectivamente, no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.

## Nitrogênio

### 6.2.3.5 Nitrato

Tabela 17: Valores de nitratos (mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L), no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.

Data	Estações de coleta		
	ELM1	SLM1	SLM2
ago./05	0,40	0,70	0,53
set./05	0,38	0,39	1,26
out./05	0,37	1,06	0,90
nov./05	0,05	0,11	0,01
dez./05	0,70	0,61	0,52
jan./06	6,38	9,17	4,69
fev./06	18,32	20,46	1,29
mar./06	21,82	11,80	5,67
abr./06	34,77	25,71	33,99
mai./06	9,76	26,88	54,49
jun./06	0,02	0,02	0,07
jul./06	ND	0,10	ND

ND = não detectável

Os valores mais elevados foram registrados nos meses de maio/06, com 54,49 mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L na SLM2, e abril/06, com 34,77 mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L na ELM1. Por sua vez, os valores mais baixos ocorreram no mês de julho/06, com valores não detectáveis na ELM1 e SLM2, e no mês de novembro/05, onde ocorreu um valor de 0,01mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L



na SLM2. Os valores encontram-se registrados na tabela 17 e são apresentados na figura 23.

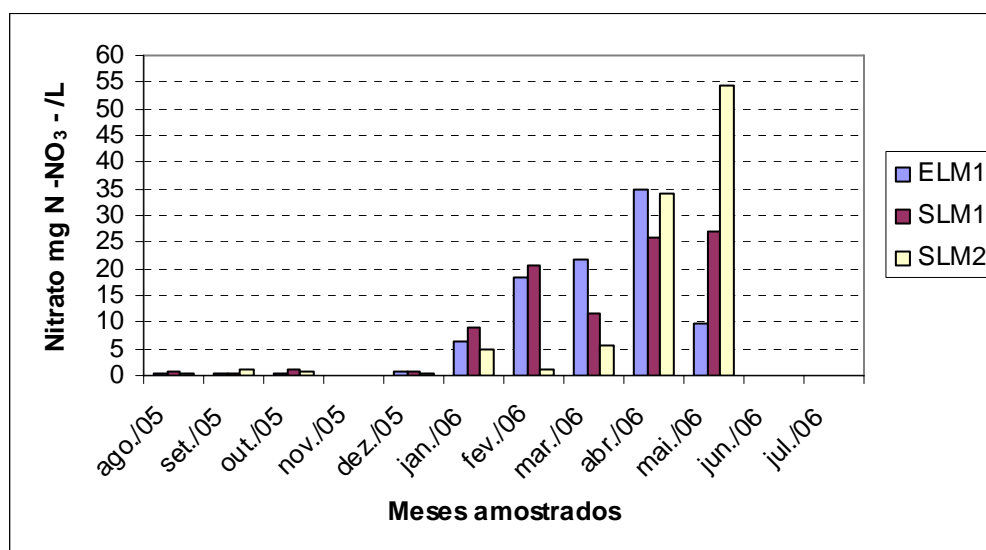


Figura 23: Variações de nitratos (mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L), no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.

#### 6.2.3.6 Nitrito

Tabela 18: Valores de nitritos (µg N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>/L), no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.

Data	Estações de coleta		
	ELM1	SLM1	SLM2
ago./05	112,10	127,34	118,12
set./05	83,30	89,15	114,00
out./05	421,00	404,79	369,00
nov./05	6,29	81,20	59,25
dez./05	12,68	17,05	8,18
jan./06	390,20	228,42	34,77
fev./06	102,70	91,50	12,37
mar./06	26,08	26,27	ND
abr./06	686,88	638,06	780,75
mai./06	173,46	145,24	118,97
jun./06	1006,82	1034,41	144,76
jul./06	6,43	53,75	6,60

ND = não detectável

Os valores mais altos para nitritos foram registrados no mês de junho/06, com 1.034,41 µg N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>/L na SLM1 e 1.006,82 µg N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>/L na ELM1. No entanto, os valores mais baixos foram encontrados em março/06, com valores não detectáveis na

SLM2, e em novembro/05 com 6,29  $\mu\text{g N-NO}_2/\text{L}$  na ELM1. Os resultados encontram-se na tabela 18 e figura 24.

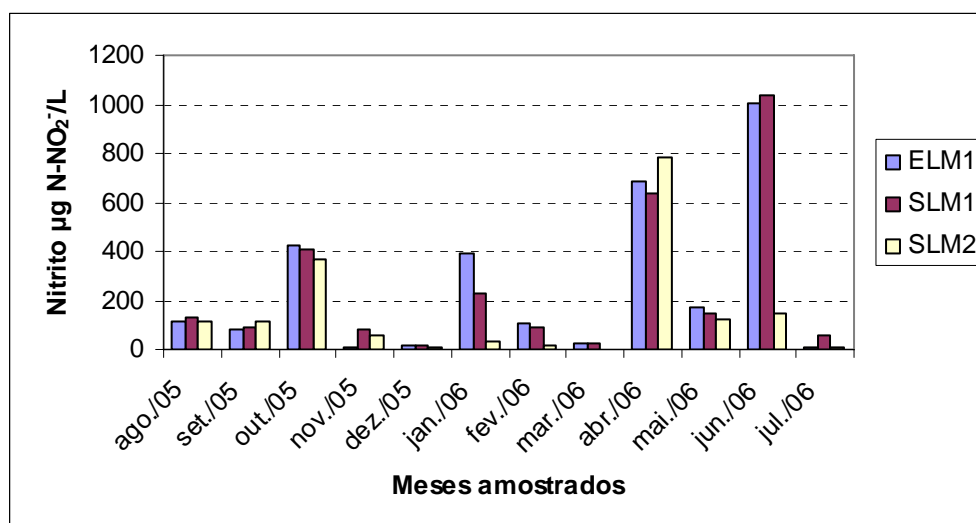


Figura 24: Variações de nitritos ( $\mu\text{g N-NO}_2/\text{L}$ ), no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.

### 6.2.3.7 Nitrogênio amoniacal

Os valores mais altos de nitrogênio amoniacal foram constatados nos meses de julho/06, com 58,80 mg N-NH<sub>3</sub>/L na ELM1 e 43,51 mg N-NH<sub>3</sub>/L na SLM1. Entretanto, os valores mais baixos foram encontrados em abril/06, com 0,53 mg N-NH<sub>3</sub>/L na SLM1 e em fevereiro/06, com 0,90 mg N-NH<sub>3</sub>/L na ELM1 e na SLM1.

Tabela 19: Variação de nitrogênio amoniacal (mg N-NH<sub>3</sub>/L), no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.

Estações de coleta			
Data	ELM1	SLM1	SLM2
ago./05	35,40	29,10	22,40
set./05	15,00	14,30	11,00
out./05	26,70	16,40	6,44
nov./05	42,20	27,50	10,90
dez./05	15,50	18,70	10,00
jan./06	5,30	5,40	2,59
fev./06	0,90	0,90	1,60
mar./06	9,90	5,30	5,00
abr./06	26,46	25,75	0,53
mai./06	33,57	31,10	13,99
jun./06	36,04	35,46	36,28
jul./06	58,80	43,51	21,76

A tabela 19 e a figura 25 mostram as variações de nitrogênio amoniaco nos diferentes meses e estações de amostragem.

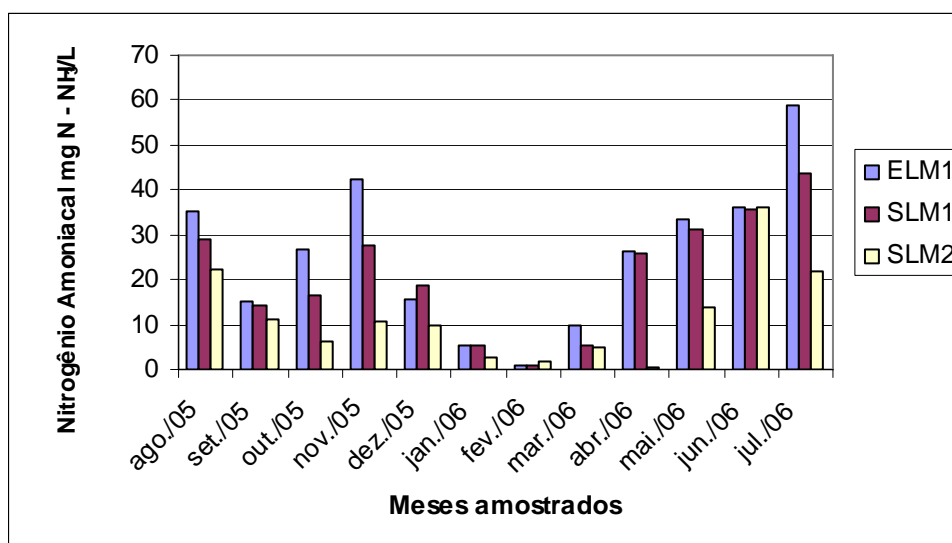


Figura 25: Variações de nitrogênio amoniaco (mg N-NH<sub>3</sub>/L), no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.

### 6.2.3.8 Fósforo total

Os valores mais altos de fósforo foram registrados no mês de agosto/05, com 11,60 mg P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>/L na ELM1 e com 11,35 mg P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>/L na SLM2. Os menores valores foram registrados no mês de abril/06, com 1,20 mg P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>/L na SLM1 e com 1,33 mg P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>/L na SLM2. Os resultados estão registrados na tabela 20 e figura 26.

Tabela 20: Valores de fósforo total (mg P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>/L), no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.

Estações de coleta			
Data	ELM1	SLM1	SLM2
ago./05	11,60	11,30	11,35
set./05	5,45	8,60	9,60
out./05	1,90	3,60	1,60
nov./05	7,90	5,97	2,81
dez./05	7,10	5,68	5,99
jan./06	2,95	2,28	5,48
fev./06	1,39	1,42	1,89
mar./06	2,99	2,90	3,52
abr./06	1,54	1,20	1,33
mai./06	1,47	2,14	3,27
jun./06	3,97	4,29	3,48
jul./06	7,78	8,76	6,89

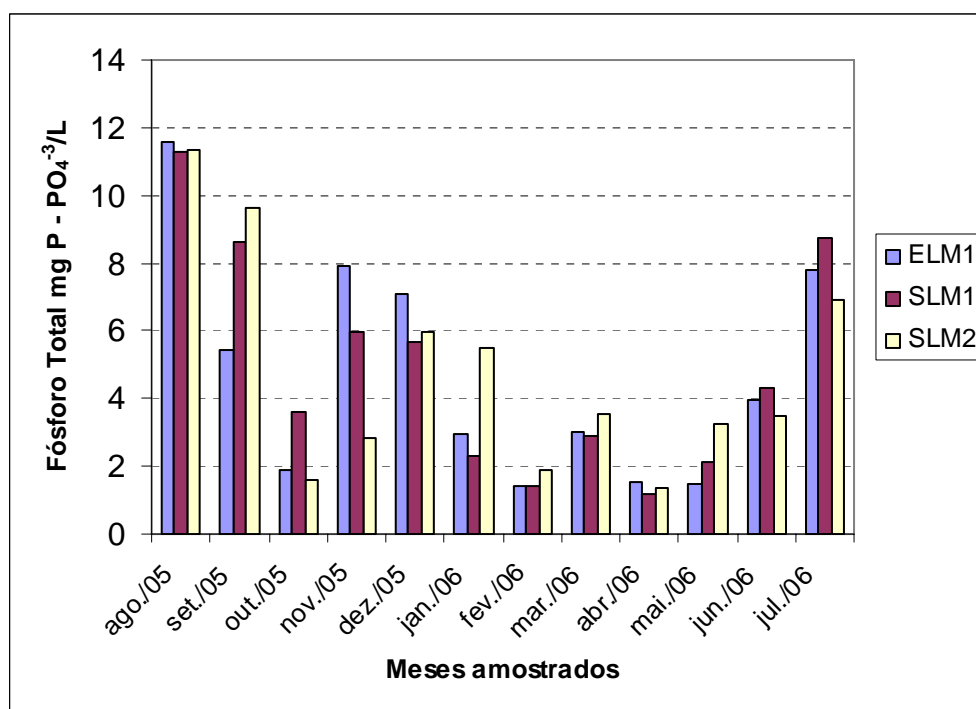


Figura 26: Variações de fósforo total (mg P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>/L), no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.

#### 6.2.4 Clorofila *a*

Os valores mais altos de clorofila *a* foram registrados no mês de fevereiro/06, com 3.956,77 µg/L na ELM1 e com 3.850,00 µg/L na SLM1. Os valores mais baixos foram registrados nos meses de agosto/05, com 61,75 µg/L na ELM1, e maio/06, com 102,50 µg/L, também na ELM1. Os resultados são expressos na tabela 21 e figura 27.

Tabela 21: Valores de clorofila *a* (µg/L), no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.

Data	Estações de coleta		
	ELM1	SLM1	SLM2
ago./05	61,75	624,10	1.344,20
set./05	322,55	591,16	1.430,94
out./05	194,86	482,67	1.273,61
nov./05	2.907,51	3.436,83	294,83
dez./05	3.023,77	150,75	336,58
jan./06	1.521,19	963,08	503,54
fev./06	3.956,77	3.850,00	1.181,09
mar./06	1.544,50	771,74	364,69
abr./06	690,53	860,34	449,92
mai./06	102,50	1.303,34	1.788,33
jun./06	302,20	3.751,08	2.097,28
jul./06	510,79	679,17	2.783,96

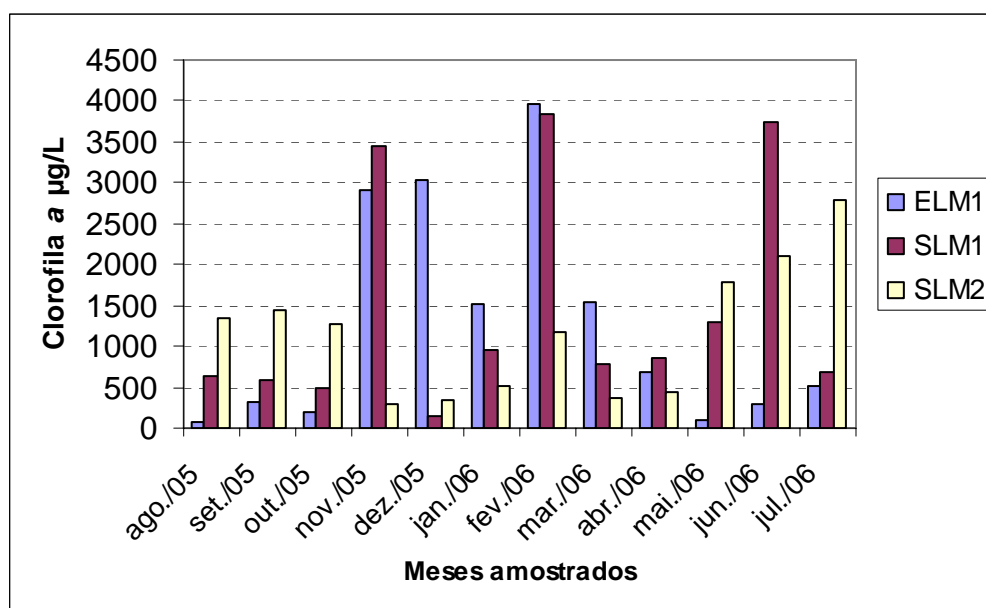


Figura 27: Variações de clorofila *a* ( $\mu\text{g/L}$ ), no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.

### 6.3 ANÁLISE DO FITOPLÂNCTON

#### 6.3.1 Análise qualitativa

Durante o período de estudo, a comunidade fitoplanctônica da ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS esteve composta por 242 táxons, pertencentes a 4 divisões de algas, sendo que 31 pertencem à divisão Cyanophyta, classe Cyanophyceae; 17 à divisão Heterokontophyta, classe Bacillariophyceae (diatomáceas); 65 à divisão Euglenophyta, classe Euglenophyceae, e 129 à divisão Chlorophyta, classe Chlorophyceae; 120 e classe Zignematophyceae; 9. Os resultados são expressos na tabela 22 e figura 28.

Tabela 22: Número total de espécies para as diferentes classes de organismos fitoplanctônicos, no período de agosto/05 a julho/06, nas LM da ETE-UCS.

Classes	ciano	baci	eugleno	cloro	zigne
	31	17	65	120	09

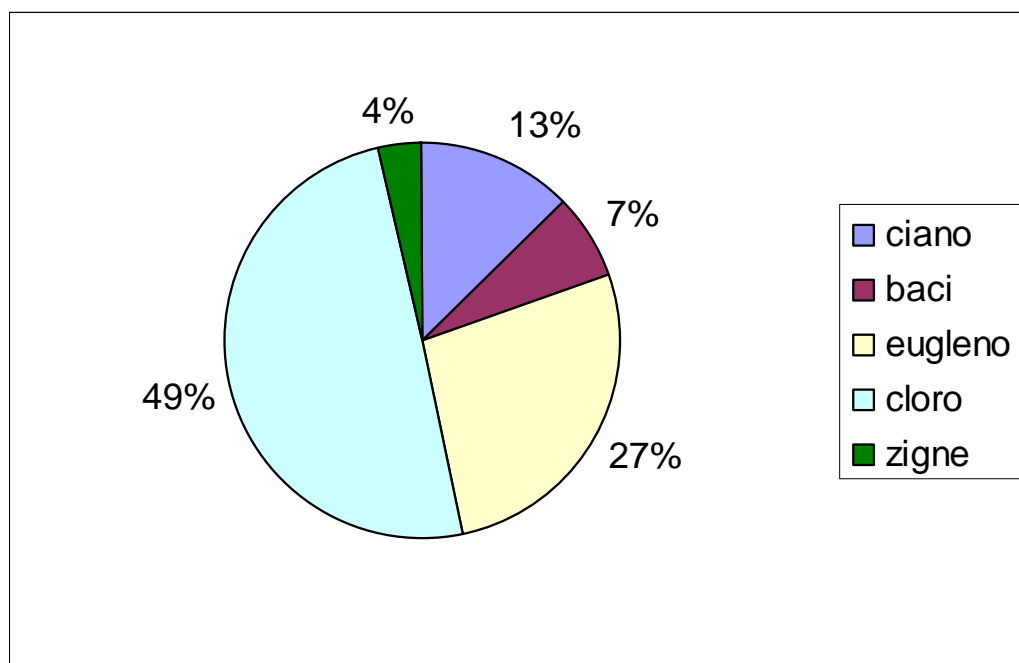


Figura 28: Distribuição da riqueza total de táxons nas classes de organismos fitoplanctônicos, em porcentagem, no período de agosto/05 a julho/06, nas LM da ETE-UCS.

Neste estudo, as maiores riquezas de táxons, na ELM1, SLM1 e SLM2, foram representadas pelas classes Chlorophyceae, Euglenophyceae, Cianophyceae, Bacillariophyceae e Zignematophyceae, respectivamente. Os resultados encontram-se na tabela 23 e figura 29 a seguir.

Tabela 23: Número de espécies para as diferentes classes de organismos fitoplanctônicos, no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.

Pontos	ciano	baci	eugle	chloro	zigne
ELM1	23	10	41	61	03
SLM1	23	09	39	62	01
SLM2	24	12	34	65	03

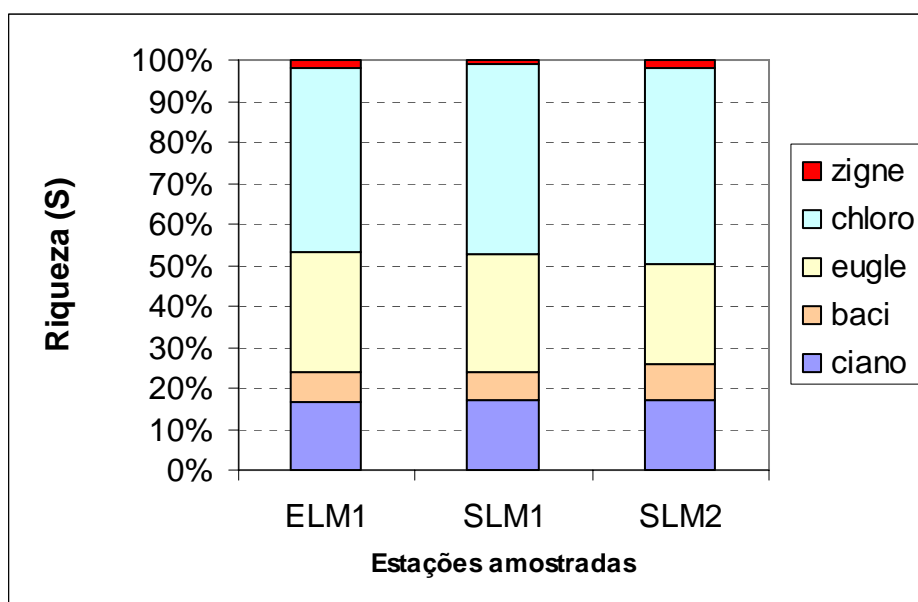


Figura 29: Distribuição da riqueza de táxons nas classes de organismos fitoplanctônicos, em percentagem, no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.

Dentre os 242 táxons encontrados, 202 foram identificados ao nível de espécie, 24 em nível de gênero e 16 em nível infra-específico. Nesta análise, foram incluídos todos os táxons encontrados tanto nas amostras qualitativas quanto quantitativas. O resultados desta análise encontra-se na tabela 24 a seguir.

Tabela 24: Relação dos táxons de algas identificadas, nas amostras coletadas na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS durante o período de amostragem.

### **Divisão Cyanophyta**

#### **Classe Cyanophyceae**

*Anabaena affinis* Lemmermann

*Anabaena solitária* Klebahn

*Anabaena* sp.

*Anabaena wisconsinense* Prescott

*Borzia trilocularis* Cohn

*Chroococcus dispersus* (Keissler) Lemmermann

*Chroococcus limneticus* Lemmermann

*Chroococcus turgidus* (Kützing) Nägeli

*Gloeocapsa arenaria* (Hassall) Rabenhorst

*Gloeotrichia echinulata* Thuret

*Leptolyngbya faveolarum* (Rabh. Ex Gomont) Anagnostidis et Komárek

*Lyngbya ochracea* (Kützing) Thuret

*Merismopedia punctata* Meyen

*Merismopedia tenuissima* Lemmermann

*Microcystis aeruginosa* (Kützing) Kützing

*Microcystis flos-aquae* (Wittrack) Kirchner

**Tabela 24 - continuação**

*Oscillatoria articulata* Gardner  
*Oscillatoria chlorina* Kützing  
*Oscillatoria geminata* Meneghini  
*Oscillatoria limosa* (Roth) Agardh  
*Phormidium ambiguum* Gomont  
*Phormidium formosum* (Bory ex Gomont) Anagnostidis et Komárek  
*Phormidium tenue* (Agardh ex Gomont) Anagnostidis & Komárek  
*Planktolyngbya limnetica* (Lemmermann) Komárková-Legnerová & Cronberg  
*Planktothrix agardhii* (Gomont) Komárek et Anagnostidis  
*Pseudoanabaena constricta* (Szafer) Lauterborn  
*Spirulina* sp.  
*Synechococcus aeruginosus* Nägeli  
*Synechocystis aquatilis* Souvageau  
*Synechocystis minuscula* Woronichin  
*Synechocystis* sp.

**Divisão Heterokontophyta****Classe Bacillariophyceae**

*Achnantes* sp.  
*Amphora pediculus* Kützing  
*Aulacoseira* sp.  
*Cyclotella* sp.  
*Cymbella aequalis* W. Smith  
*Gomphonema parvulum* (Kützing) Kützing  
*Hantzschia amphioxys* (Ehrenberg) Grunow  
*Melosira* sp.  
*Melosira varians* Agardh  
*Navícula capitata* Ehrenberg  
*Navícula cryptocephala* Kützing  
*Nitzschia palea* (Kützing) W. Smith  
*Nitzschia paleaceae* (Grunow) Grunow  
*Pinnularia appendiculata* (Agardh) Cleve  
*Pinnularia divergens* W. Smith  
*Surirella ovata* Kützing  
*Surirella tenera* Gregory

**Divisão Euglenophyta****Classe Euglenophyceae**

*Euglena acus* Ehrenberg  
*Euglena acus* Ehrenberg var. *acus*  
*Euglena acus* Ehrenberg var. *longissima* Deflandre  
*Euglena agilis* H.J.Carter  
*Euglena allorguei* Deflandre  
*Euglena ehrenbergii* Klebs  
*Euglena gracilis* Klebs  
*Euglena granulata* (Klebs) Smith  
*Euglena limnophila* Lemmermann  
*Euglena minuta* Prescott  
*Euglena mutabilis* Schmitz var. *mutabilis*  
*Euglena oxyuris* var. *minor* Prescott



## Tabela 24 - continuação

*Euglena oxyuris* Schmarda var. *oxyuris* Schmarda  
*Euglena pisciformis* Klebs  
*Euglena polymorpha* Dangeard  
*Euglena proxima* Dangeard  
*Euglena* sp.  
*Euglena spirogyra* Ehrenberg  
*Euglena splendens* Dangeard  
*Euglena tripteris* (Dujardin) Klebs  
*Euglena variabilis* Klebs  
*Euglena viridis* Ehrenberg  
*Lepocinclis caudata* (Cunha) Conrad  
*Lepocinclis fusiformis* (Carter) Lemmermann  
*Lepocinclis ovum* (Ehrenberg) Lemmermann  
*Lepocinclis playfairiana* Deflandre  
*Lepocinclis sphanophila* Lemmermann  
*Lepocinclis steinii* Lemmermann emend. Conrad var. *steinii*  
*Phacus acuminatus* Stokes  
*Phacus aenigmaticus* Drezepolski var. *aenigmaticus*  
*Phacus caudatus* Hübner var. *minor*  
*Phacus cylindricus* Pochmann  
*Phacus curvicauda* Swirenko  
*Phacus hamatus* Pochmann  
*Phacus horridus* Pochmann  
*Phacus ichthydion* Pochmann  
*Phacus lismorensis* Playfair  
*Phacus longicauda* (Ehrenberg) Dujardin  
*Phacus minusculus* Pochmann  
*Phacus nordstedtii* Lemmermann  
*Phacus onyx* Pochmann  
*Phacus orbicularis* Hübner  
*Phacus oscillans* Klebs  
*Phacus pseudonordstedtii* Pochmann  
*Phacus pyrum* (Ehrenberg) Stein  
*Phacus raciborskii* Drezepolski  
*Phacus skujae* Skvortzov  
*Phacus tortus* (Lemmermann) Skvortzov  
*Phacus trimarginatus* Allerge & Jahn  
*Phacus wettsteinii* Drezepolski  
*Strombomonas bulla* (Stein) Deflandre var. *minor* Conforti  
*Strombomonas borystheniensis* (Roll) Popova  
*Trachelomonas abrupta* (Swirenko) Deflandre  
*Trachelomonas acanthostoma* (Stokes) Deflandre  
*Trachelomonas armata* (Ehrenberg) Stein  
*Trachelomonas cylindrica* Ehrenberg  
*Trachelomonas hispida* (Perty) Stein  
*Trachelomonas horrida* Palmer  
*Trachelomonas kelloggii* (Skvortzov) Deflandre  
*Trachelomonas lefevrei* Deflandre  
*Trachelomonas pulcherrima* Playfair  
*Trachelomonas robusta* Swirenko

## Tabela 24 - continuação

*Trachelomonas* sp.  
*Trachelomonas superba* var. *swirenkiana* Deflandre  
*Trachelomonas volvocina* Ehrenberg

**Divisão Chlorophyta****Classe Chlorophyceae**

*Actinastrum hantzschii* Lagerheim  
*Actinastrum hantzschii* var. *fluviatili* Schroeder  
*Ankistrodesmus Braunii* (Nägeli) Brunnthaler  
*Ankistrodesmus fusiformis* Corda sensu Korsikov  
*Ankistrodesmus libraianus* (Reinschnov) Korsikov  
*Ankistrodesmus mirabilis* (W. et G. S. West) Lemmermann  
*Ankistrodesmus spiralis* (Turner) Lemmerman  
*Chlamydomonas amoena* Huber-Pestalozzi  
*Chlamydomonas bullata* Skvortzov  
*Chlamydomonas convexa* Skvortzov  
*Chlamydomonas corticata* H. et O. Ettl  
*Chlamydomonas globosa* Snow  
*Chlamydomonas gloeophila* Skuja  
*Chlamydomonas gracilis* Snow  
*Chlamydomonas libera* Skvortzov  
*Chlamydomonas oleosa* Nygaard  
*Chlamydomonas opisthopyren* Skuja  
*Chlamydomonas paludosa* Skvortzov  
*Chlamydomonas paraserbinowi* Skuja  
*Chlamydomonas parietaria* Dill  
*Chlamydomonas pertusa* Chodat  
*Chlamydomonas printzii* Skvortzov  
*Chlamydomonas reinhardtii* Dangeard  
*Chlamydomonas schizochloro* Bold  
*Chlamydomonas Skujae* Pascher  
*Chlamydomonas soosensis* Brabez  
*Chlamydomonas* sp.  
*Chlamydomonas subcaudata* Wille  
*Chlamydomonas tremulans* Skuja  
*Chlamydomonas venusta* Pascher  
*Chlorella ellipsoidea* Gerneck  
*Chorella miniata* (Nägeli) Oltmanns  
*Chlorella vulgaris* Beijerinck  
*Chlorococcum humicola* (Nägeli) Rabenhorst  
*Chlorococcum* sp.  
*Chlorogonium elongatum* Dangeard  
*Chlorogonium intermedium* Skuja  
*Chlorogonium neglectum* Korschikoff  
*Coelastrum microporum* Nägeli  
*Coelastrum* sp.  
*Cruscigenia quadrata* Morren  
*Desmodesmus intermedius* (Chodat) Hegewald  
*Desmodesmus protuberans* (Fritsch & Rich) Hegewald  
*Elakatothrix gelatinosa* Wille

Tabela 24 - continuação

*Eudorina elegans* Ehrenberg  
*Franceia ovalis* (Francé) Lemmermann  
*Furcilia* sp.  
*Gloeococcus maximum* (Mainx) Fott  
*Gloeocystis gigas* (Kützing) Lagerheim  
*Golenkinia paucispina* West & West  
*Golenkinia radiata* Chodat  
*Gonium pectorale* Mueller  
*Haematococcus lacustris* (Girod.) Rostafinski  
*Hyaliella polytomoides* Pascher  
*Hydrodictyon reticulatum* (Lagerheim) Lagerheim  
*Kirchneriella contorta* (Schmidle) Bohlin  
*Kirchneriella lunaris* var. *dianae* Bohlin  
*Kirchneriella obesa* (W. West) Schmidle  
*Lagerhemia ciliata* (Lagerheim) Chodat  
*Micractinium pusillum* Fransenius  
*Micractinium bornhemiense* (Conrad) Korsinov  
*Monoraphidium arcuatum* (Korsikov) Hindák  
*Monoraphidium caribeum* Hindák  
*Monoraphidium contortum* (Thuret) Komárková-Legnerová  
*Monoraphidium convolutum* (Corda) Komárková-Legnerová  
*Monoraphidium griffithii* (Berkeley) Komárková-Legnerová  
*Monoraphidium irregulare* (G.M. Smith) Komárková-Legnerová  
*Monoraphidium komarkovae* Nygaard Komárková-Legnerová  
*Monoraphidium minutum* (Nägeli) Komárková-Legnerová  
*Monoraphidium pusillum* (Printz) Komárková-Legnerová  
*Monoraphidium tortile* (W. West & G.W. West) Komárková-Legnerová  
*Oocystis borguei* Snow  
*Oocystis crassa* Wittrack  
*Oocystis elliptica* W. West  
*Oocystis solitaria* Wittrack  
*Oocystis* sp. a  
*Oocystis* sp. b  
*Oocystis* sp. c  
*Palmellococcus miniatus* (Kützing) Chodat  
*Pandorina morum* (Müller) Bory  
*Pediastrum simplex* (Meyen) Lemmermann  
*Phacotus* sp.  
*Phytelios viridis* Frenzel  
*Planktosphaera gelatinosa* G.M. Smith  
*Pleodorina californica* Shaw  
*Polytoma dorsiventrale* Pascher  
*Polytoma oligochromatum* Skuja  
*Protococcus viridis* Agardh  
*Pteromonas angulosa* Lemmermann  
*Pteromonas cordiformis* Lemmermann  
*Quadrigula lacustris* (Chodat) G.M. Smith  
*Scenedesmus abundans* (Kirschner) Chodat  
*Scenedesmus acuminatus* (Lagerheim) Chodat  
*Scenedesmus acuminatus* (Lagerheim) Chodat var. *elongatus* G.M. Smith

**Tabela 24 - continuação**

*Scenedesmus acutus* Meyen  
*Scenedesmus arcuatus* var. *platydisca* G.M.Smith  
*Scenedesmus bicaudatus* (Hansgirg) Chodat  
*Scenedesmus dimorphus* (Turpin) Kützing  
*Scenedesmus disciformis* (Chodat) Fott & Komárek  
*Scenedesmus ecornis* (Ralfs) Chodat var. *disciformis* Chodat  
*Scenedesmus intermedius* Chodat  
*Scenedesmus javanensis* Chodat  
*Scenedesmus microspina* Chodat  
*Scenedesmus nanus* Chodat  
*Scenedesmus overlatus* Chodat var. *graevenitzii* (Bernard) Chodat  
*Scenedesmus pectinatus* Meyen  
*Scenedesmus quadricauda* (Turpin) Brébisson  
*Scenedesmus* sp. a  
*Scenedesmus* sp. b  
*Scenedesmus verrucosus* Roll  
*Schizochlamys planctonica* Skuja  
*Schroederia setigera* (Schröder)  
*Selenastrum capricornutum* Printz  
*Sphaerellopsis gelatinosa* (Korschikov) Gerloff  
*Tetraedron minimum* (A. Braun) Hansgirg  
*Tetraedron muticum* (A. Braun) Hansgirg  
*Tetrastrum glabrum* (Roll) Ahlstrom & Tiffany  
*Trochiscia arguta* (Reinschenov) Hansgirg  
*Volvox aureus* Ehrenberg  
*Volvox globator* Linnaeus

**Classe Zignematophyceae**

*Cosmarium contractum* Kirshner  
*Cosmarium granatum* Brébisson  
*Cosmarium laeve* Rabenhorst  
*Cosmarium* sp. a  
*Cosmarium* sp. b  
*Cosmarium* sp. c  
*Cosmarium* sp. d  
*Staurodesmus* sp.  
*Staurastrum smithii* (Smith) Teiling

**6.3.1.1 Riqueza de espécies (S)**

Os valores máximos de riqueza fitoplanctônica observados foram de 72 espécies no mês de outubro/05, na SLM2, e 62 espécies no mês de abril/06, na ELM1. Esses meses correspondem ao período de primavera e outono, respectivamente. Os valores mínimos foram de 11 espécies no mês de agosto/05, na SLM2, e de 16 espécies no mês de junho/06, na SLM1. Esses meses correspondem ao período de inverno e outono, respectivamente.

Na ELM1, a maior riqueza ocorreu no outono (16,1 táxons); na SLM1, ocorreu no inverno (16,9 táxons), e na SLM2, foi registrada na primavera (15,7 táxons). Por sua vez, a riqueza média anual, na ELM1, foi de 14,7 táxons, na SLM1 foi de 14,1 táxons e na SLM2 o valor apresentado foi de 13,8 táxons. Os valores estão representados nas tabelas 25, 26, 27 e figuras 30, 31 e 32.

Tabela 25: Número de espécies para as diferentes classes de algas presentes na ELM1 da ETE-UCS, no período compreendido entre agosto/05 a julho/06.

meses	ciano	baci	eugle	chloro	zigne
ago./05	10	2	1	12	0
set./05	20	5	14	20	0
out./05	14	5	3	24	0
nov./05	3	6	6	29	1
dez./05	4	1	11	16	1
jan./06	5	0	4	39	0
fev./06	6	3	7	37	0
mar./06	4	0	2	31	1
abr./06	6	5	23	28	0
mai./06	7	5	4	24	0
jun./06	3	5	11	24	0
jul./06	3	2	16	14	2

ciano= Cyanophyceae, baci= Bacillariophyceae, eugle= Euglenophyceae  
chloro= Chlorophyceae, zigne= Zignematophyceae

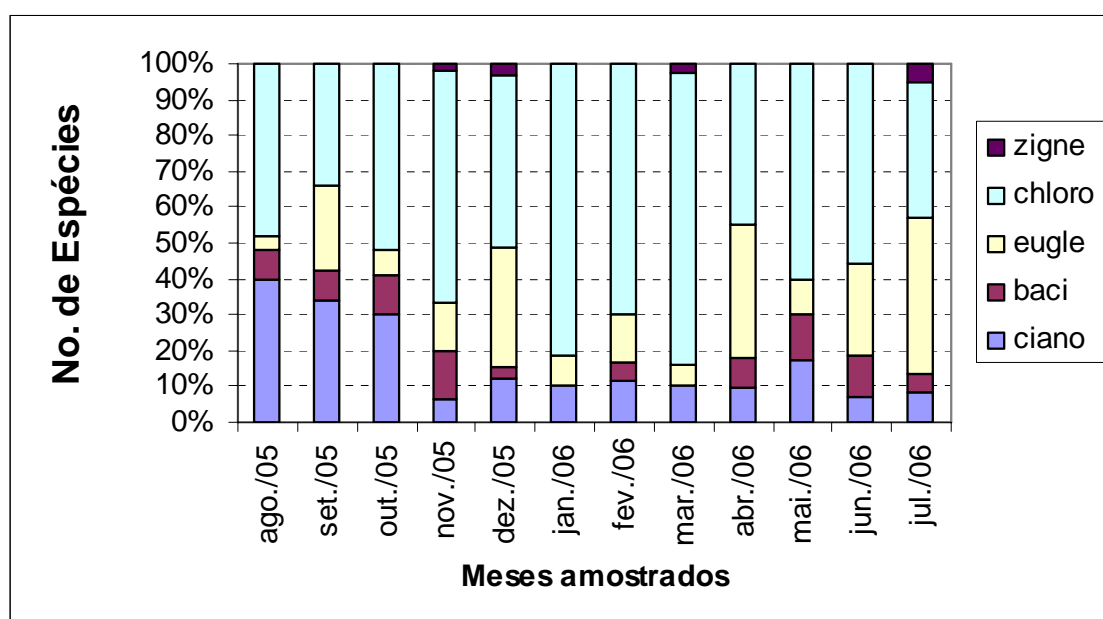


Figura 30: Variação sazonal do número de espécies de fitoplâncton das diferentes classes de algas, no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1 da ETE-UCS.

Tabela 26: Número de espécies para as diferentes classes de algas presentes na SLM1 da ETE-UCS, no período compreendido de agosto/05 a julho/06.

meses	ciano	baci	eugle	chloro	zigne
ago./05	17	4	12	23	0
set./05	17	2	11	17	0
out./05	12	5	18	20	0
nov./05	9	4	1	17	0
dez./05	5	1	2	18	1
jan./06	5	0	5	28	0
fev./06	4	2	6	36	0
mar./06	4	3	2	31	0
abr./06	6	3	20	29	0
mai./06	3	4	8	28	0
jun./06	3	0	0	13	0
jul./06	6	4	19	20	0

ciano= Cyanophyceae, baci= Bacillariophyceae, eugle= Euglenophyceae  
 chloro= Chlorophyceae, zigne= Zignematophyceae

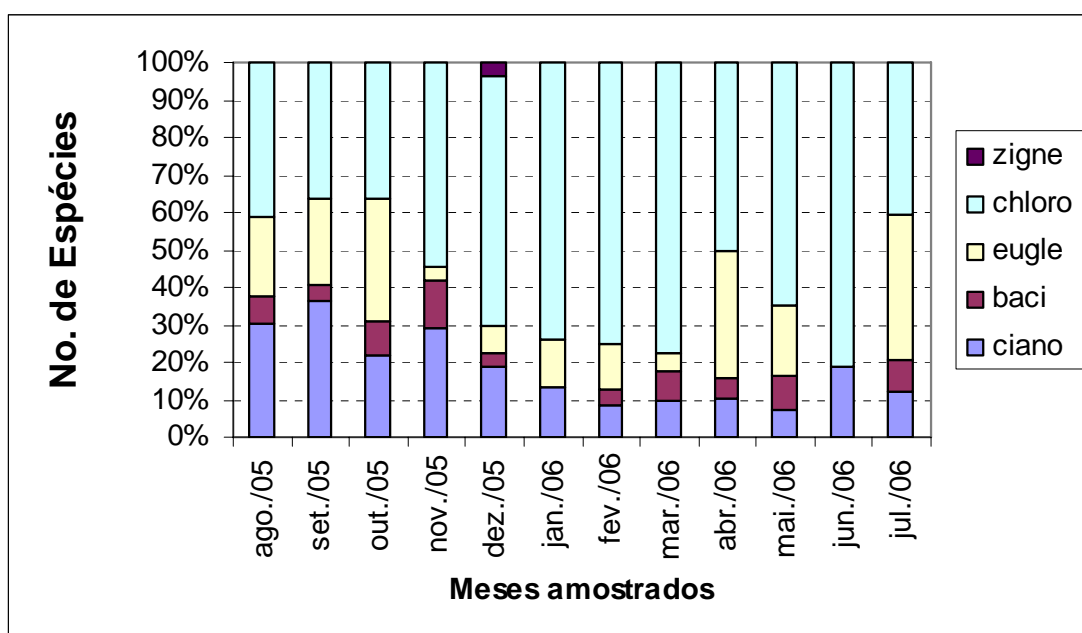


Figura 31: Variação sazonal do número de espécies de fitoplâncton das diferentes classes de algas, no período de agosto/05 a julho/06, na SLM1 da ETE-UCS.

Tabela 27: Número de espécies para as diferentes classes de algas presentes na SLM2 da ETE-UCS, no período compreendido entre agosto/05 a julho/06.

meses	ciano	baci	eugle	chloro	zigne
ago./05	1	1	2	7	0
set./05	19	3	15	20	0
out./05	21	5	11	35	0
nov./05	5	7	7	25	0
dez./05	4	1	0	19	1
jan./06	2	0	3	21	0
fev./06	5	2	7	34	0
mar./06	5	5	3	28	1
abr./06	4	0	2	24	0
mai./06	3	4	8	31	1
jun./06	3	2	10	26	0
jul./06	4	4	11	32	1

ciano= Cyanophyceae, baci= Bacillariophyceae, eugle= Euglenophyceae  
chloro= Chlorophyceae, zigne= Zignematophyceae

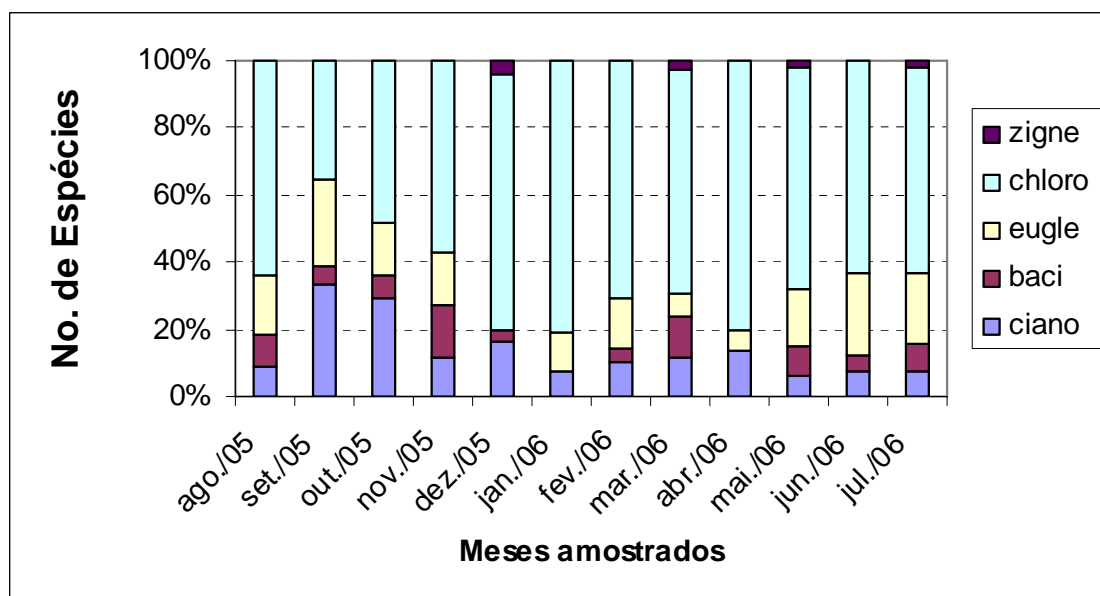


Figura 32: Variação sazonal do número de espécies de fitoplâncton das diferentes classes de algas, no período de agosto/05 a julho/06, na SLM2 da ETE-UCS.

A riqueza específica média no período de estudo, nos pontos de amostragem, com a repetição de táxons amostrados, foi semelhante (ELM1: 44,00 táxons, SLM1: 42,42 táxons e SLM2: 41,25 táxons). Os valores encontram-se na tabela 28 e figura 33.

Tabela 28: Valores encontrados para riqueza de espécies do fitoplâncton na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.

meses	ELM1	SLM1	SLM2
ago./05	25	56	11
set./05	59	48	57
out./05	46	55	72
nov./05	45	31	44
dez./05	33	27	25
jan./06	48	38	26
fev./06	52	48	48
mar./06	38	40	42
abr./06	62	58	30
mai./06	40	43	47
jun./06	43	16	41
jul./06	37	49	52

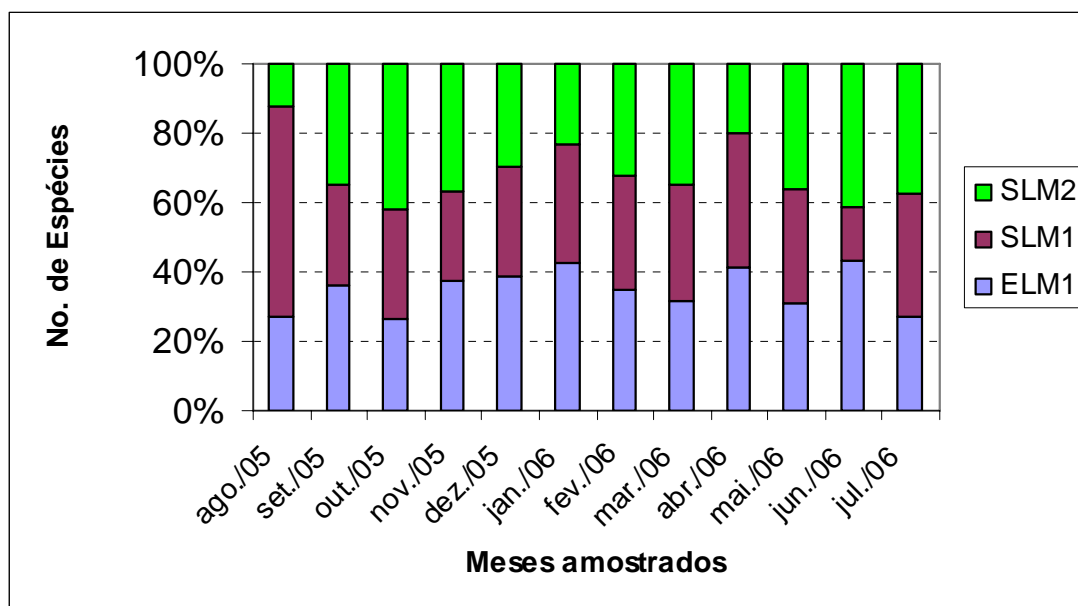


Figura 33: Riqueza fitoplanctônica (nº de táxons) na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.

A riqueza específica total da comunidade fitoplanctônica, sem a repetição de táxons amostrados, mostrou uma grande semelhança no número de táxons da ELM1 em direção à SLM2. Os resultados encontram-se na tabela 29 e figura 34.

Tabela 29: Valores encontrados para a riqueza total de espécies do fitoplâncton, no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.

Pontos de amostragem	ELM1	SLM1	SLM2
Riqueza	139	133	140



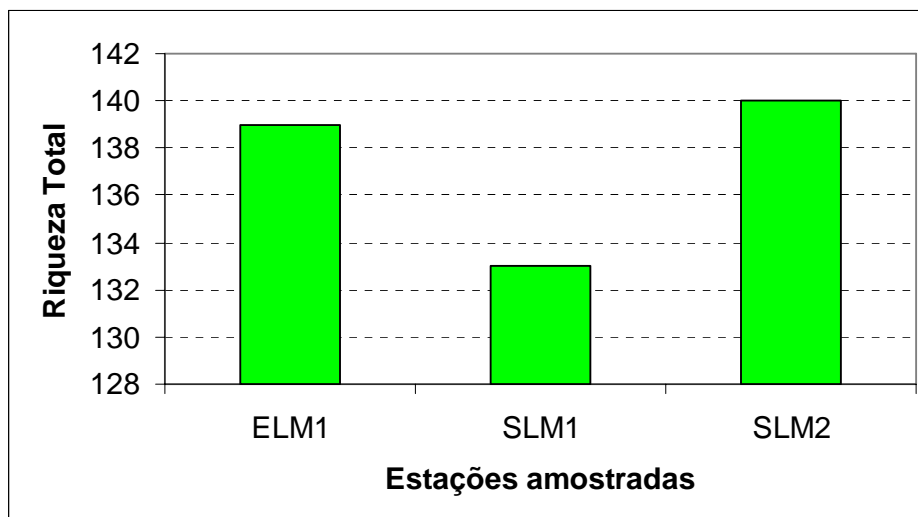


Figura 34: Riqueza fitoplanctônica total, no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.

### 6.3.1.1 Análise de rarefação

Na análise de rarefação, verificou-se que as três estações de amostragem tenderam à estabilização a partir de 5.000 indivíduos amostrados. Os resultados encontram-se registrados nas figuras 35, 36, 37 e 38 abaixo.

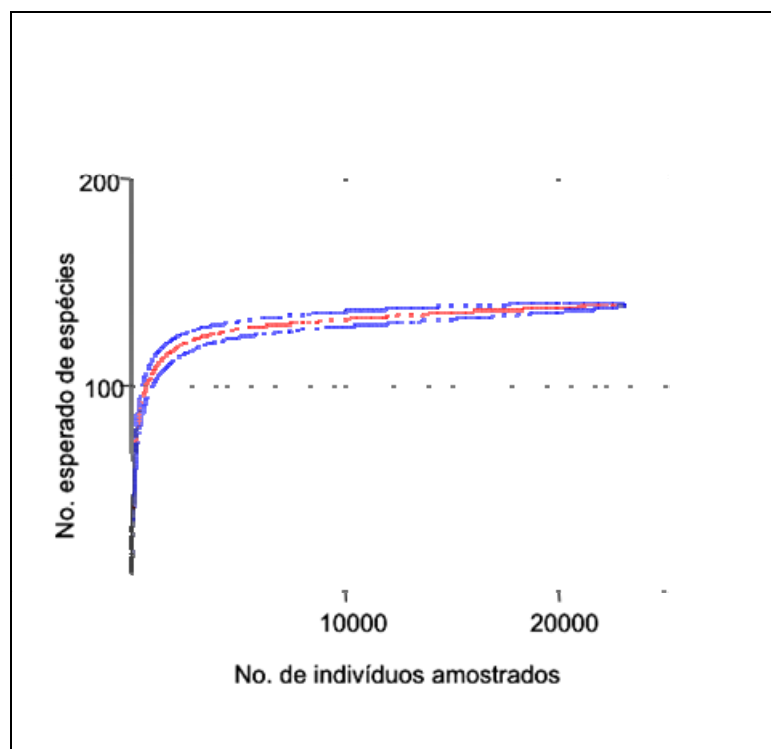


Figura 35: Curva de rarefação representando o número esperado de espécies em função do número de indivíduos amostrados para a ELM1 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.

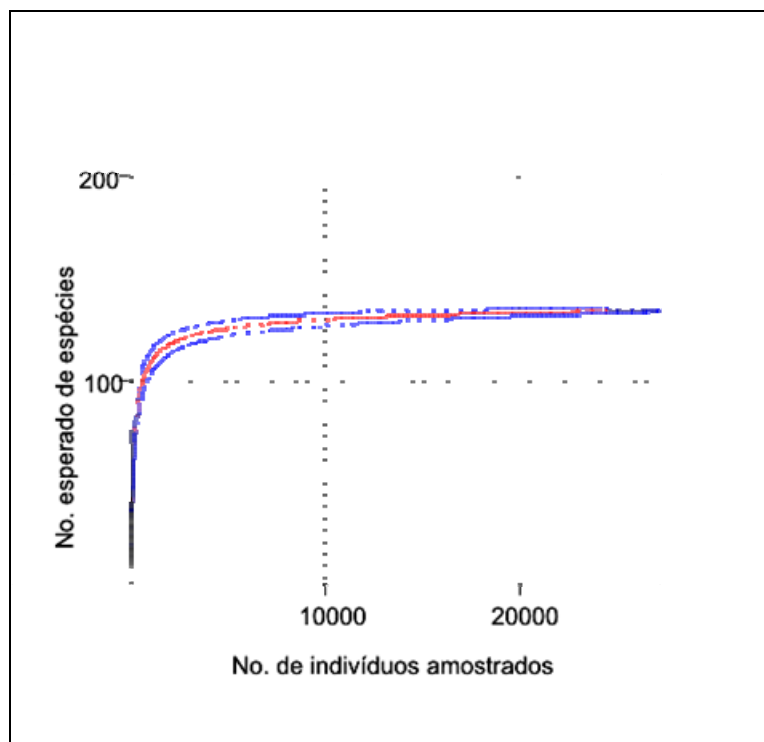


Figura 36: Curva de rarefação representando o número esperado de espécies em função do número de indivíduos amostrados para a SLM1 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.

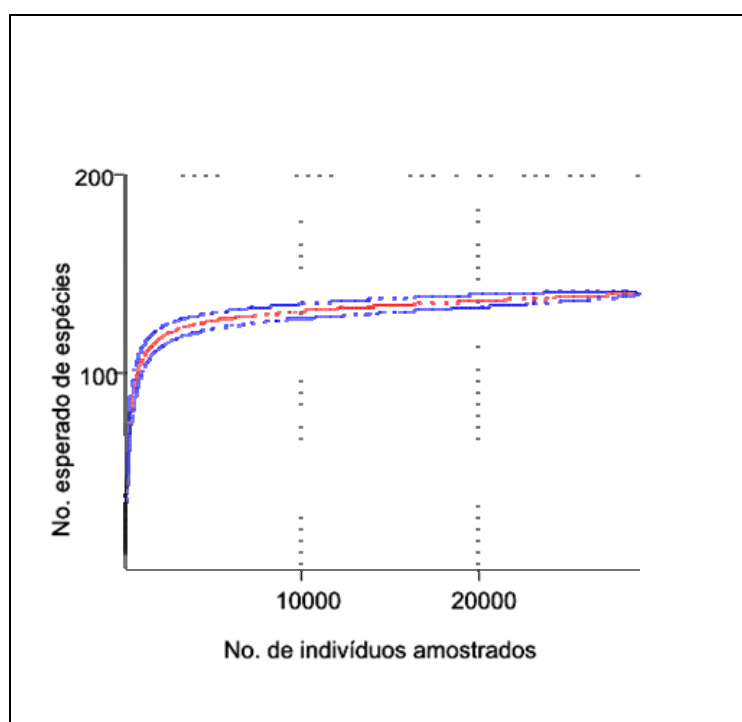


Figura 37: Curva de rarefação representando o número esperado de espécies em função do número de indivíduos amostrados para a SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.

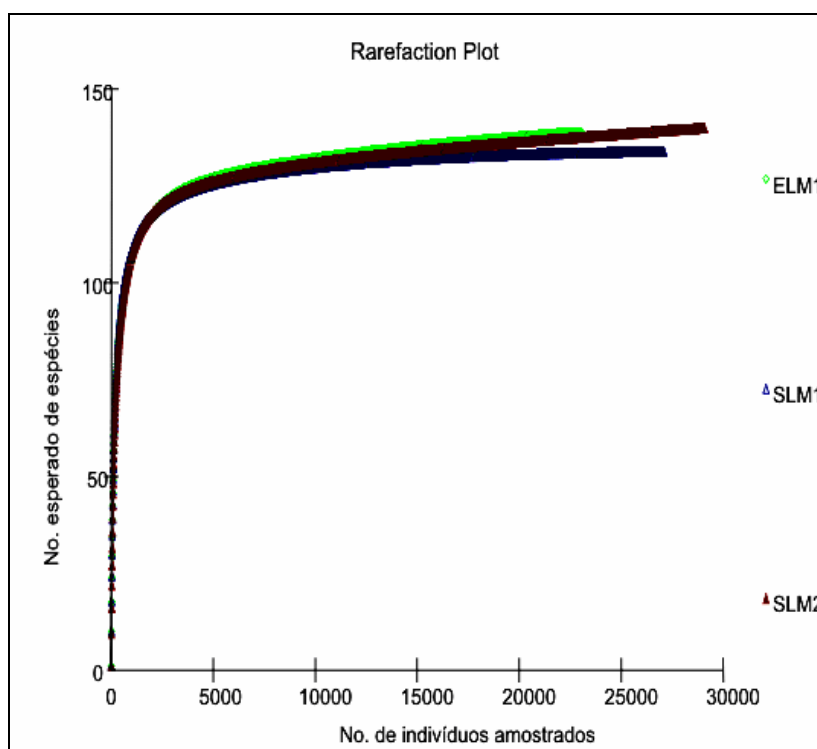


Figura 38: Curva de rarefação representando o número esperado de espécies em função do número de indivíduos amostrados para a ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.

### 6.3.2 Análise quantitativa

Na análise quantitativa dos dados foram identificados 174 táxons a nível genérico, específico e infra-específico. Os números de gêneros para os diferentes grupos de algas foram: 29 Chlorophyta (49,15% do total), 15 Cyanophyta (24,42% do total), 10 Heterokontophyta (16,95% do total) e 5 Euglenophyta (8,47% do total). Nesta mesma análise, constatou-se que a classe Chlorophyceae correspondeu a 74,71% da densidade total, a Cyanophyceae a 22,97%, a Euglenophyceae a 1,29%, a Bacillariophyceae a 0,99% e a Zignematophyceae a 0,05% da densidade total.

As densidades dos organismos por mililitro (ind./mL), assim como as espécies abundantes encontradas nas diferentes classes da comunidade fitoplanctônica, estão listadas no anexo 1 (tabela 47).

Durante o período amostrado, verificou-se que a densidade fitoplanctônica total aumentou da ELM1 em direção à SLM1 e que diminuiu desta, em direção à SLM2. Os resultados são expressos na tabela 30 e figura 39.

Tabela 30: Número total de táxons do fitoplâncton (ind./mL), no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.

Pontos de amostragem	ELM1	SLM1	SLM2
Nº de Ind./mL	8.954.671	12.671.036	10.708.262

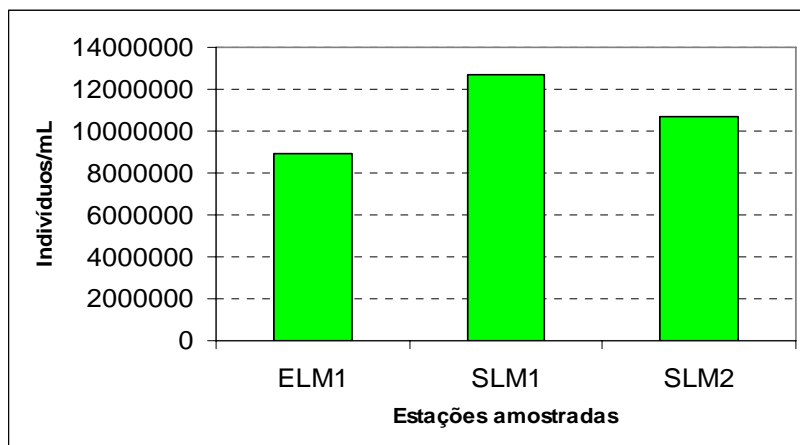


Figura 39: Contribuição total de táxons do fitoplâncton (ind./mL), no período de agosto/05 a julho/06 na, ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.

A densidade total do fitoplâncton em número de ind./mL apresentou variação entre a ELM1, SLM1 e SLM2, e entre os períodos de amostragem. Os maiores valores de densidade (4.261.334 e 2.923.661 ind./mL) foram observados nas amostragens de junho/06 e fevereiro/06, na SLM1 e ELM1, correspondentes às estações de outono e verão, respectivamente. Os menores valores de densidade (100.661 e 135.208 ind./mL) foram observados nas amostragens de dezembro/05 e outubro/05, ambos na SLM1, correspondentes à estação de primavera. Os resultados são expressos na tabela 31 e figura 40.

Tabela 31: Distribuição sazonal da densidade total do fitoplâncton (ind./mL), na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.

meses	ELM1	SLM1	SLM2
ago./05	161.475	696.000	1.392.000
set./05	289.500	423.662	894.003
out./05	299.232	135.208	782.050
nov./05	609.984	1.399.000	272.905
dez./05	1.065.000	100.661	637.500
jan./06	916.997	651.867	545.500
fev./06	2.923.661	2.345.329	611.780
mar./06	969.875	1.137.769	417.662
abr./06	207.128	368.366	952.882
mai./06	303.883	824.000	1.408.400
jun./06	189.436	4.261.334	2.118.056
jul./06	1.018.500	327.840	675.524

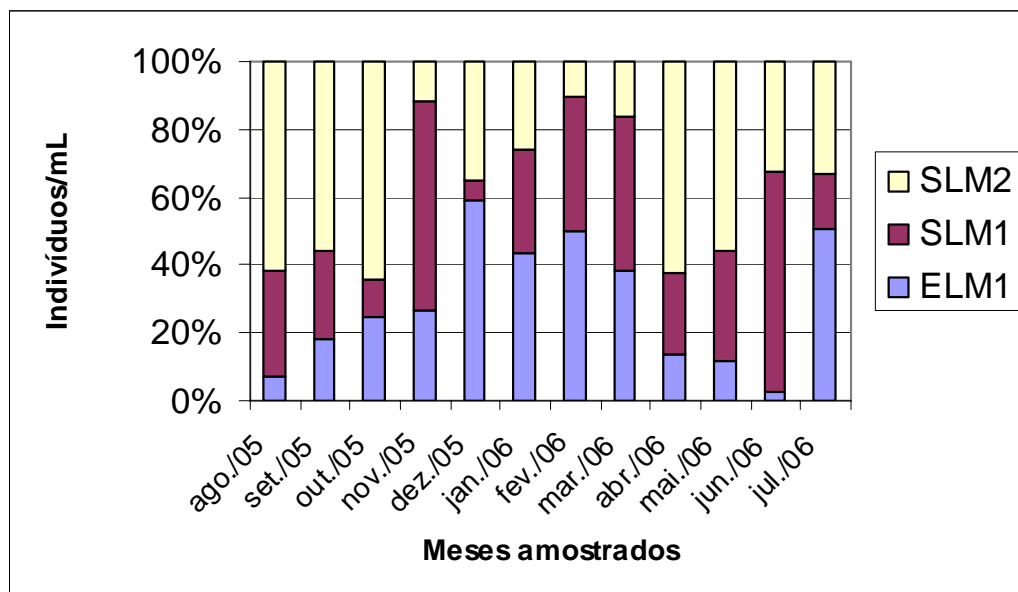


Figura 40: Variação sazonal da densidade total do fitoplâncton (ind./mL), na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.

A ELM1 apresentou uma maior densidade de indivíduos/mL da classe Chlorophyceae, com um total de 6.311.681 ind./mL, seguindo-se Cyanophyceae com 2.375.960 ind./mL, Euglenophyceae com 183.061 ind./mL, Bacillariophyceae com 67.969 ind./ml e Zignematophyceae com 7.000 ind./mL. Os resultados estão registrados na tabela 32 e figura 41.

Os gêneros que apresentaram a maior densidade anual, dentre as classes estudadas, foram: *Chlorella* (2.264.534 ind./mL), *Chlamydomonas* (1.960.613 ind./mL), *Synechocystis* (1.264.142 ind./mL), *Euglena* (55.570 ind./mL), *Surirella* (38.334 ind./mL) e *Cosmarium* (6.000 ind./mL). Por sua vez, as espécies que mostraram a maior densidade, dentre os gêneros encontrados, foram: *Chlorella ellipsoidea* (909.085 ind./mL), *Microcystis aeruginosa* (802.543 ind./mL), *Lepocinclis fusiformis* (42.667 ind./mL), *Surirella ovata* (38.543 ind./mL) e *Cosmarium* sp b (4.000 ind m/L).

Na ELM1, as espécies abundantes mais frequentes, dentre as classes estudadas nas amostragens foram: *Synechocystis aquatilis* (cianoficea); *Surirella ovata* (bacilarioficea); *Lepocinclis ovum* (euglenoficea); *Chlorella miniata* (cloroficea) e *Cosmarium* sp b (zignematoficea).

Tabela 32: Distribuição dos táxons do fitoplâncton (ind./mL), por classe, no período de agosto/05 a julho/06, na ELM1 da ETE-UCS.

meses	ciano	baci	eugle	chloro	zigne
ago./05	138.142	2.286	571	20.476	0
set./05	173.499	2.333	10.500	103.168	0
out./05	203.132	801	2.800	92.499	0
nov./05	57.624	6.561	1.872	542.927	1.000
dez./05	79.000	1.000	55.000	920.000	1.000
jan./06	217.667	0	1.332	697.998	0
fev./06	372.000	3.999	10.665	2.536.997	0
mar./06	309.000	0	3.000	655.875	2.000
abr./06	59.878	17.000	30.000	100.250	0
mai./06	103.090	1.274	1.819	197.700	0
jun./06	28.428	8.715	4.002	148.291	0
jul./06	634.500	24.000	61.500	295.500	3.000

ciano= Cyanophyceae, baci= Bacillariophyceae, eugle= Euglenophyceae  
chloro= Chlorophyceae, zigne= Zignematophyceae

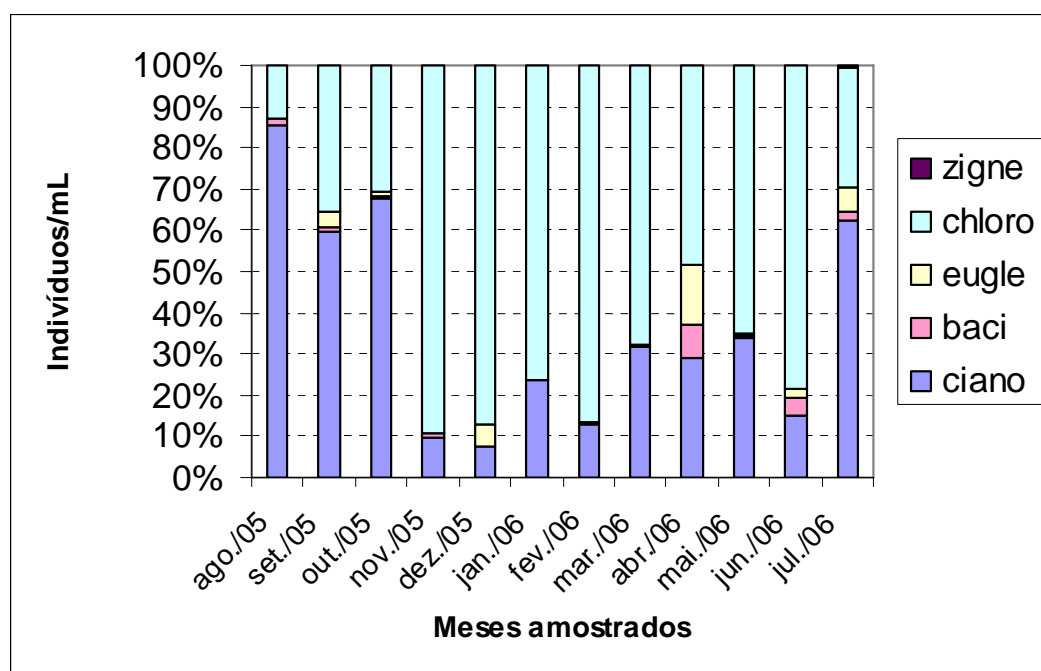


Figura 41: Variação sazonal da densidade fitoplanctônica (ind./mL) para as diferentes classes de algas na ELM1 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.

A SLM1 apresentou uma ocorrência maior da classe Chlorophyceae com 1.027.3950 ind./mL, seguindo-se as Cyanophyceae com 2.171.677 ind./mL, as Bacillariophyceae com 130.935 ind./mL, as Euglenophyceae com 113.919 ind./mL e as Zignematophyceae com 555 ind./mL. Os resultados estão expressos na tabela 33 e figura 42.

Os gêneros que apresentaram maior densidade, dentre as classes estudadas, foram: *Chlamydomonas* (5.643.835 ind./mL), *Chlorella* (2.175.288 ind./mL), *Synechocystis* (5.643.835 ind./mL), *Euglena* (37.304 ind./mL), *Surirella* (94.794 ind./ml) e *Cosmarium* (555 ind./mL). Por sua vez, as espécies que apresentaram a maior densidade anual, dentre os gêneros estudados, foram: *Chlamydomonas printzii* (1.727.010 ind./mL), *Synechocystis aquatilis* (902.493 ind./mL), *Lepocinclis ovum* (14.652 ind./mL), *Surirella ovata* (94.794 ind./mL) e *Cosmarium* sp c (555 ind./mL).

Na SLM1, as espécies abundantes mais freqüentes, dentre as classes encontradas, foram: *Synechocystis aquatilis* (cianofícea); *Surirella ovata* (bacilariofícea); *Euglena gracilis*, *Lepocinclis ovum* (euglenofícea); *Chlorella miniata* (clorofícea) e *Cosmarium* sp c (zignematofícea).

Tabela 33: Distribuição dos táxons do fitoplâncton (ind./mL), por classe, no período de agosto/95 a julho/96 na SLM1 da ETE-UCS.

meses	ciano	baci	eugle	chloro	zigne
ago./05	397.600	13.200	12.400	292.800	0
set./05	349.666	4.666	12.666	56.664	0
out./05	46.533	6.767	3.350	78.558	0
nov./05	89.000	11.000	1.000	1.298.000	0
dez./05	23.776	111	333	75.886	555
jan./06	267.800	0	2.400	381.667	0
fev./06	116.000	2.666	13.332	2.213.331	0
mar./06	372.000	3.000	2.000	760.769	0
abr./06	123.135	79.358	42.768	123.105	0
mai./06	260.000	6.000	6.000	552.000	0
jun./06	72.000	0	0	4.189.334	0
jul./06	54.167	4.167	17.670	251.836	0

ciano= Cyanophyceae, baci= Bacillariophyceae, eugle= Euglenophyceae  
chloro= Chlorophyceae, zigne= Zignematophyceae

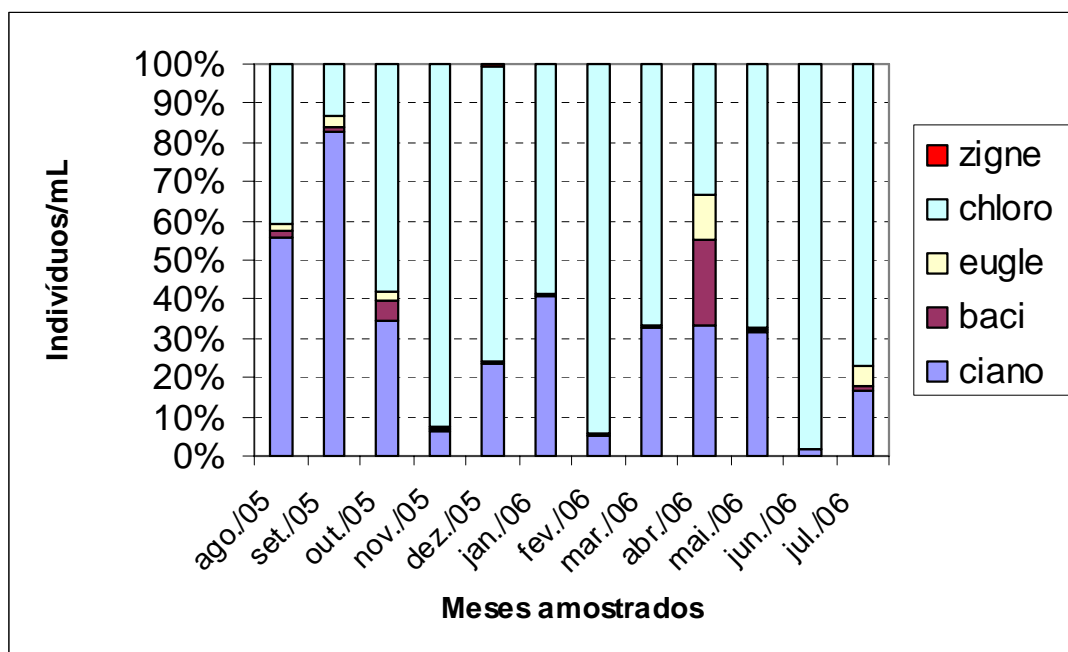


Figura 42: Variação sazonal da densidade fitoplanctônica (ind./mL) para as diferentes classes de algas na SLM1 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.

Na SLM2, a classe de algas melhor representada foi Chlorophyceae com 7.578.332 ind./mL, seguindo-se as Cyanophyceae com 2.880.796 ind./mL, as Bacillariophyceae com 120.732 ind./mL, as Euglenophyceae com 119.245 ind./mL e as Zignematophyceae com 9.490 ind./mL. Os resultados estão representados na tabela 34 e figura 43.

Os gêneros que apresentaram a maior densidade anual, dentre as classes encontradas, foram: *Chlorococcum* (2.059.300 ind./mL), *Chlorella* (1.990.997 ind./mL), *Chlamydomonas* (1.895.054 ind./mL), *Synechocystis* (2.686.374 ind./mL), *Phacus* (54.228 ind./mL), *Surirella* (87.788 ind./mL) e *Cosmarium* (9.490 ind./mL). Por sua vez, as espécies que mostraram a maior densidade anual, dentre os gêneros estudados, foram: *Chlorococcum humicola* (1.123.664 ind./mL), *Synechocystis aquatilis* (1.665.103 ind./ml), *Euglena agilis* (16.933 ind./mL), *Surirella ovata* (87.038 ind./mL) e *Cosmarium* sp c (8.000 ind./mL).

Na SLM2, as espécies abundantes mais freqüentes, dentre as classes encontradas, foram representadas por: *Synechocystis aquatilis* (cianoficea); *Surirella ovata* (bacilarioficea); *Euglena agilis*, *Euglena gracilis*, *Lepocinclis ovum*, *Phacus*



*caudatus* var. *minor* (euglenoficea); *Chlorococcum humicola* (cloroficea) e *Cosmarium contractum* (zignematoficea).

Tabela 34: Distribuição dos táxons do fitoplâncton (ind./mL), por classe, no período de agosto/05 a julho/06, na SLM2 da ETE-UCS.

meses	ciano	baci	eugle	chloro	zigne
ago./05	2.000	3.000	3.000	1.384.000	0
set./05	300.003	2.001	38.001	553.998	0
out./05	361.467	4.000	8.050	408.533	0
nov./05	173.392	21.800	5.892	71.821	0
dez./05	68.500	500	0	560.500	8.000
jan./06	87.500	0	1.500	456.500	0
fev./06	232.250	500	2.500	376.530	0
mar./06	138.333	2.332	999	275.998	333
abr./06	539.166	0	1.633	412.083	0
mai./06	544.000	67.600	12.000	784.000	800
jun./06	362.400	4.000	12.456	1.739.200	0
jul./06	71.785	14.999	33.214	555.169	357

ciano= Cyanophyceae, baci= Bacillariophyceae, eugle= Euglenophyceae  
chloro= Chlorophyceae, zigne= Zignematophyceae

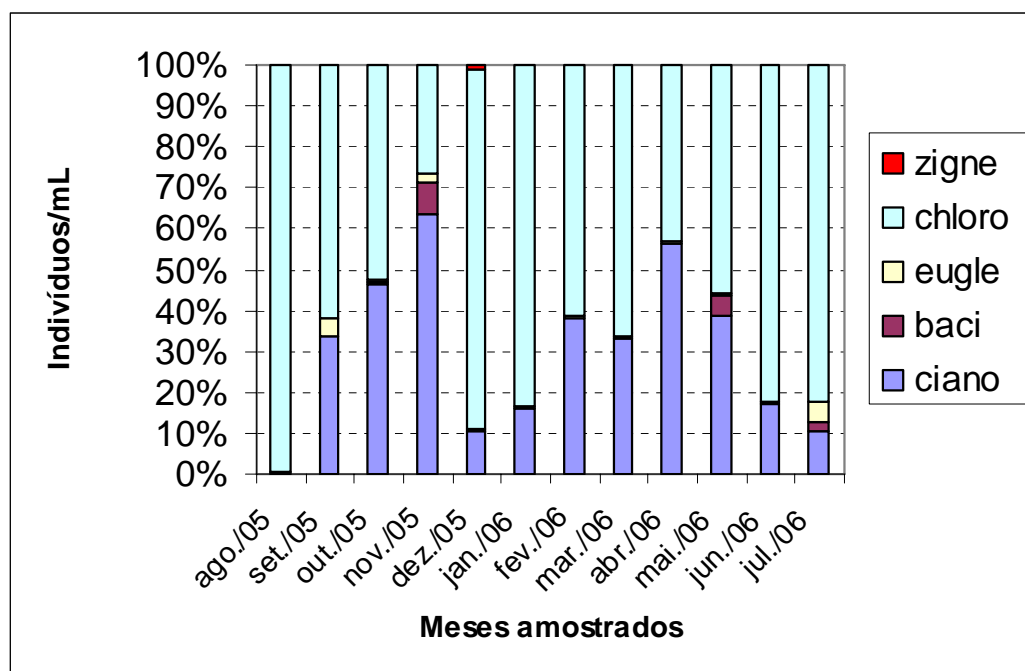


Figura 43: Variação sazonal da densidade fitoplanctônica (ind./mL) para as diferentes classes de algas na SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.

## 6.4 DIVERSIDADE DE ESPÉCIES

Os valores máximos do índice de Shannon-Wiener ( $H'$ ) observados foram de 2,71 bits/ind. na SLM2, em julho/06, e 2,66 bits/ind. na ELM1, em janeiro/06. Os valores mínimos foram de 1,23 bits/ind. na ELM1 e na SLM2, ambos em agosto/05, além de 1,66 bits/ind na SLM2, em janeiro/06. Os resultados estão expressos na tabela 35 e figura 44.

Tabela 35: Valores encontrados para a diversidade específica (bits/ind.) na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.

Data	ELM1	SLM1	SLM2
ago./05	1,23	2,41	1,23
set./05	2,33	2,26	2,45
out./05	2,42	2,26	2,41
nov./05	2,28	1,76	2,10
dez./05	1,91	1,82	1,99
jan./06	2,66	2,51	1,66
fev./06	2,48	2,13	2,25
mar./06	1,95	2,04	2,09
abr./06	2,60	2,62	2,05
mai./06	2,14	2,31	2,22
jun./06	2,44	1,85	2,52
jul./06	1,83	2,41	2,71

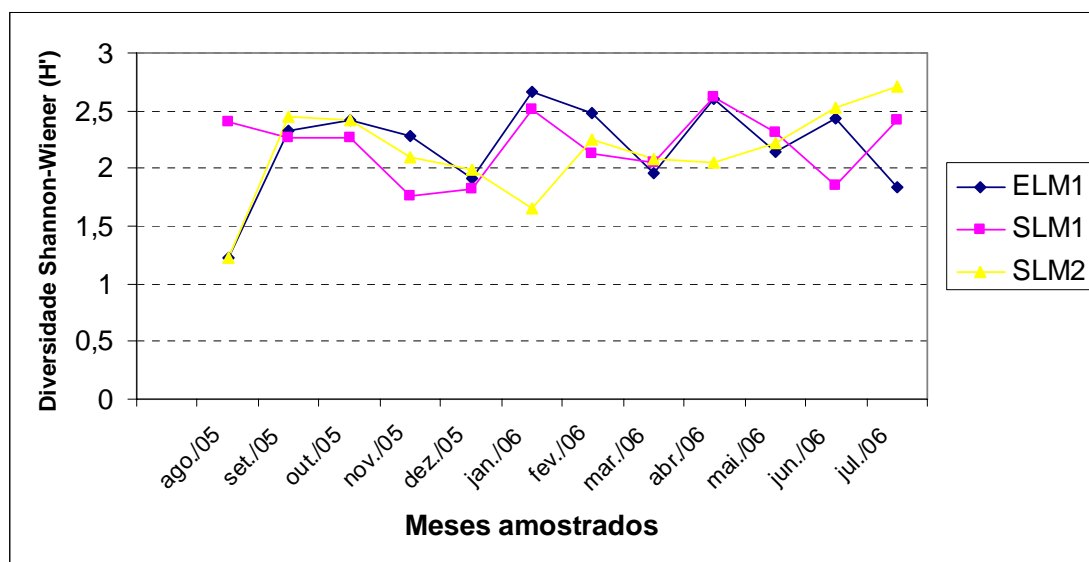


Figura 44: Variação sazonal da diversidade específica de Shannon-Wiener ( $H'$ ) em bits/ind. do fitoplâncton na ELM1, SLM1 e SLM2 na ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.

Na análise do teste t de “Student”, verificou-se que houve diferença significativa entre a diversidade específica da ELM1 e SLM1, da ELM1 e SLM2 e da SLM1 e SLM2. Os resultados estão expressos nas tabelas 36, 37 e 38 abaixo.

Tabela 36: Valores encontrados para a análise do teste t de “Student” ( $p < 0,05$ ), aplicada sobre a diversidade total da ELM1 e SLM1 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.

	<b>ELM1</b>	<b>SLM1</b>
<b>S</b>	139	134
<b>Index</b>	3,0674	3,0261
<b>Variance</b>	1,6413E-6	1,0214E-6
<b>t: 25,308 p(same): 2,7752E-141</b>		

Tabela 37: Valores encontrados para a análise do teste t de “Student” ( $p < 0,05$ ), aplicada sobre a diversidade total da ELM1 e SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.

	<b>ELM1</b>	<b>SLM2</b>
<b>S</b>	139	140
<b>Index</b>	3,0674	2,8379
<b>Variance</b>	1,6413E-6	1,7091E-6
<b>t: 125,41 p(same): &lt; 0,0001</b>		

Tabela 38: Valores encontrados para a análise do teste t de “Student” ( $p < 0,05$ ), aplicada sobre a diversidade total da SLM1 e SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.

	<b>SLM1</b>	<b>SLM2</b>
<b>S</b>	134	140
<b>Index</b>	3,0261	2,8379
<b>Variance</b>	1,0214E-6	1,7091E-6
<b>t: 113,93 p(same): &lt; 0,0001</b>		

## 6.5 EQÜITABILIDADE

O índice de equitabilidade ( $J'$ ) apresentou valores máximos de 0,69 no mês de julho/06 na SLM2, e no mês de janeiro/06, na ELM1. Os valores mínimos foram registrados no mês de agosto/05 com 0,38 de uniformidade na ELM1 e com 0,51 de uniformidade na SLM2 em agosto/05, na SLM1 em novembro/05, na SLM2 em janeiro/06 e em julho/06 na ELM1. Os resultados estão expressos na tabela 39 e figura 45.

Tabela 39: Valores encontrados para equitabilidade, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.

Data	ELM1	SLM1	SLM2
ago./05	0,38	0,60	0,51
set./05	0,57	0,59	0,61
out./05	0,63	0,56	0,57
nov./05	0,60	0,51	0,55
dez./05	0,55	0,55	0,62
jan./06	0,69	0,60	0,51
fev./06	0,62	0,55	0,58
mar./06	0,54	0,55	0,56
abr./06	0,63	0,64	0,60
mai./06	0,58	0,61	0,58
jun./06	0,65	0,67	0,68
jul./06	0,51	0,62	0,69

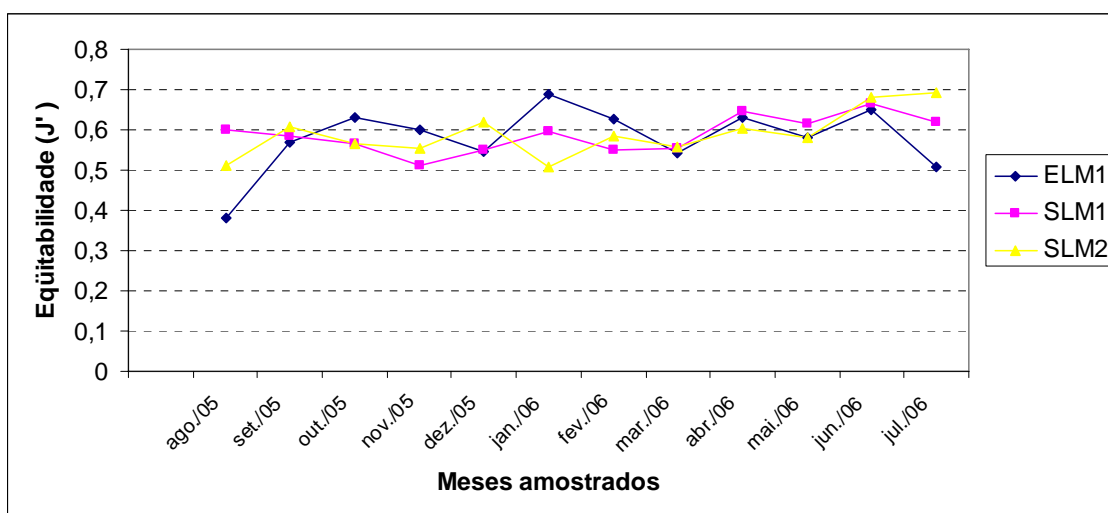


Figura 45: Variação sazonal da equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) do fitoplâncton, na ELM1, SLM1 e SLM2 as ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.

Os valores de diversidade específica e equitabilidade (uniformidade) mostraram diferença entre os meses amostrados. Os valores encontram-se registrados nas figuras 46, 47 e 48.

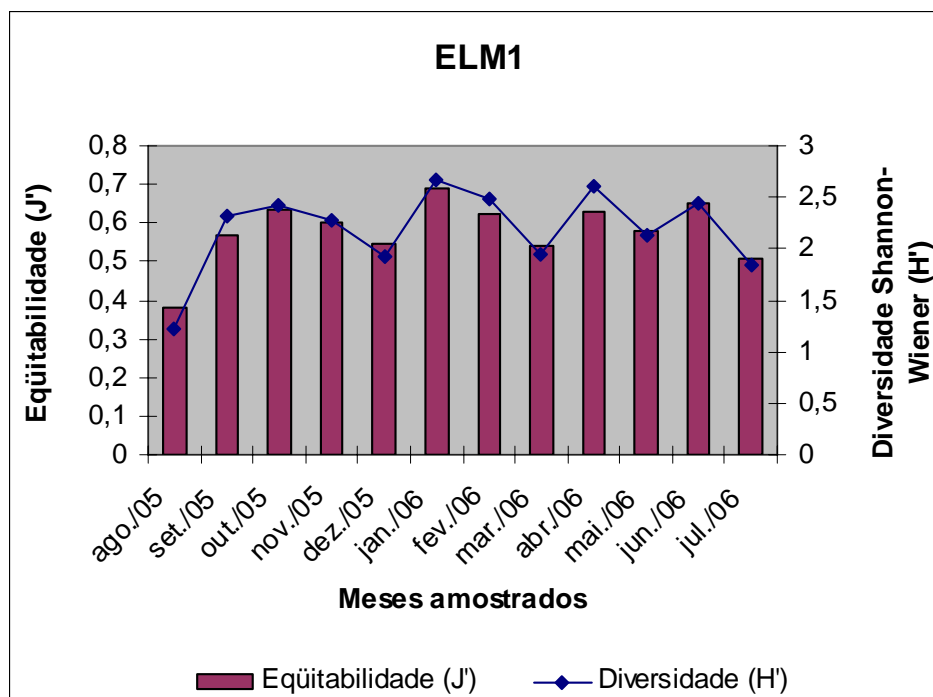


Figura 46: Variação sazonal da diversidade específica de Shannon-Wiener ( $H'$ ), em bits/ind., e da equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) do fitoplâncton, na ELM1 da ETE-UCS.

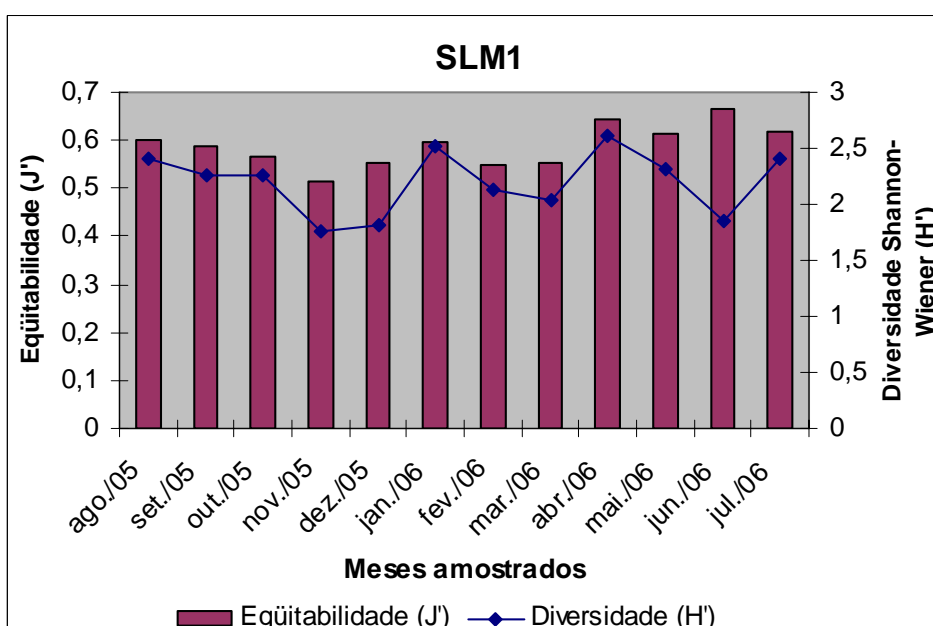


Figura 47: Variação sazonal da diversidade específica de Shannon-Wiener ( $H'$ ), em bits/ind., e da equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) do fitoplâncton, na SLM1 da ETE-UCS.

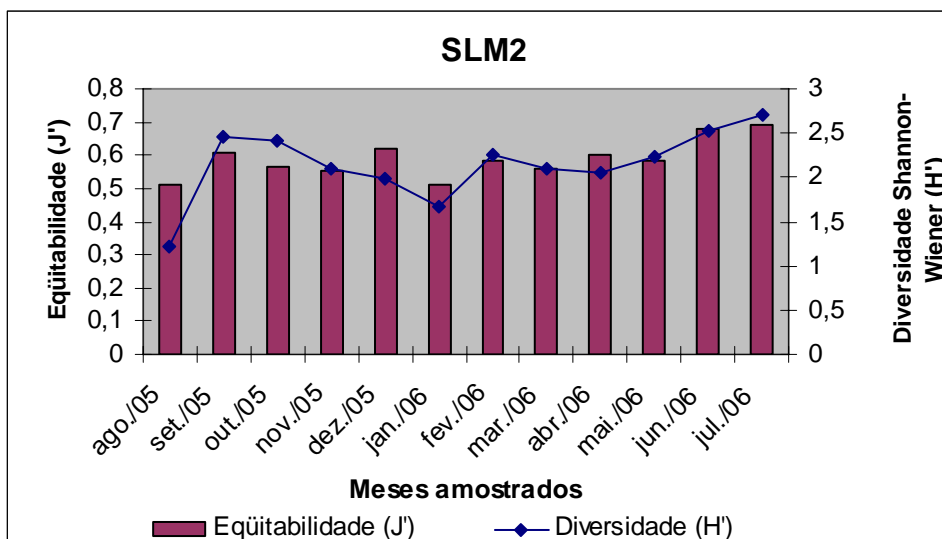


Figura 48: Variação sazonal da diversidade específica de Shannon-Wiener ( $H'$ ), em bits/ind., e da equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) do fitoplâncton, na SLM2 da ETE-UCS.

Tanto a diversidade de espécies quanto a equitabilidade da comunidade fitoplanctônica na ELM1, SLM1 e SLM2, apresentaram valores mensais relativamente baixos no período de amostragem. Os resultados encontram-se na figura 49 a seguir.

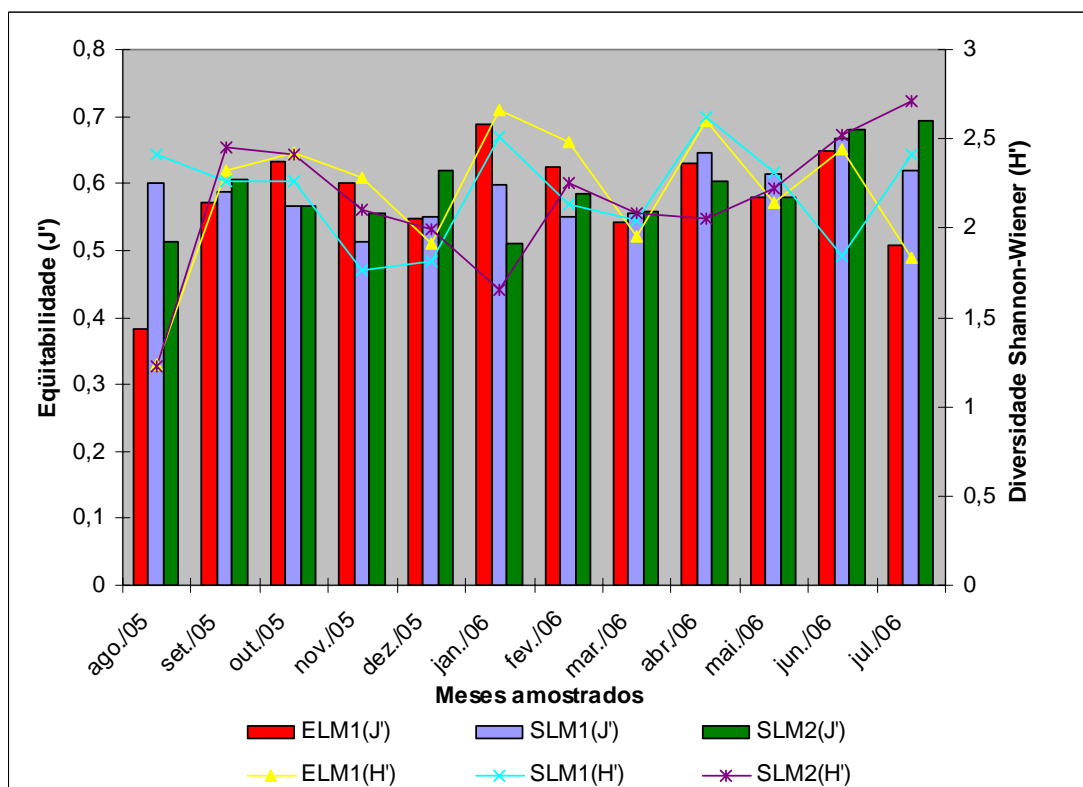


Figura 49: Variação sazonal da diversidade específica de Shannon-Wiener ( $H'$ ), em bits/ind., e da equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) do fitoplâncton, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS.

Os valores de dominância, diversidade e equitabilidade total do fitoplâncton foram semelhantes ao longo do período amostrado, porém, verificou-se para a SLM2 a menor diversidade (2,84 bits/ind) e equitabilidade (0,57), bem como a maior dominância (0,085). Os resultados estão espessos na tabela 40 figura 50 abaixo.

Tabela 40: Valores encontrados para dominância ( $D'$ ), diversidade específica Shannon-Wiener ( $H'$ ) e equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) total da comunidade fitoplanctônica, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.

	ELM1	SLM1	SLM2
<b>Dominance_D</b>	0,063	0,065	0,085
<b>Shannon_H</b>	3,07	3,03	2,84
<b>Equitability_J</b>	0,62	0,62	0,57

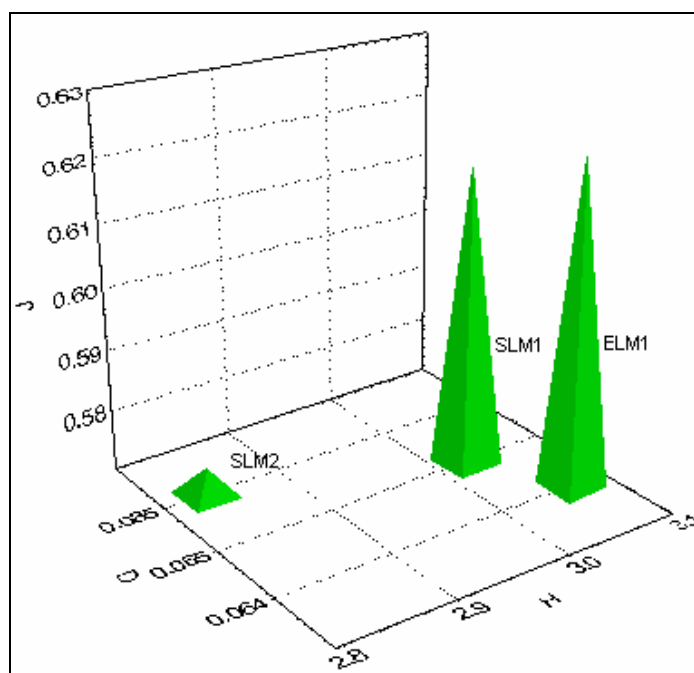


Figura 50: Dominância ( $D'$ ), diversidade específica de Shannon-Wiener ( $H'$ ) e equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) total, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.

Na ELM1, o índice de diversidade ( $H'$ ) apresentou valor máximo no outono (2,72 bits/ind) e mínimo no inverno (2,34 bits/ind). Já, o índice de equitabilidade ( $J'$ ) mostrou valor máximo no verão (0,64) e mínimo no inverno (0,53). Por sua vez, a dominância ( $D'$ ) revelou valor máximo no inverno (0,217) e mínimo no verão (0,090). Os valores estão expressos na tabela 41 e figura 51 abaixo.

Tabela 41: Valores encontrados para a diversidade específica de Shannon-Wiener ( $H'$ ), equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) e dominância ( $D'$ ) total do fitoplâncton, nas estações do ano, na ELM1 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.

ELM1				
	Inverno	Primavera	Verão	Outono
Dominance_D	0,217	0,123	0,090	0,100
Shannon_H	2,34	2,58	2,71	2,72
Equitability_J	0,53	0,58	0,64	0,62

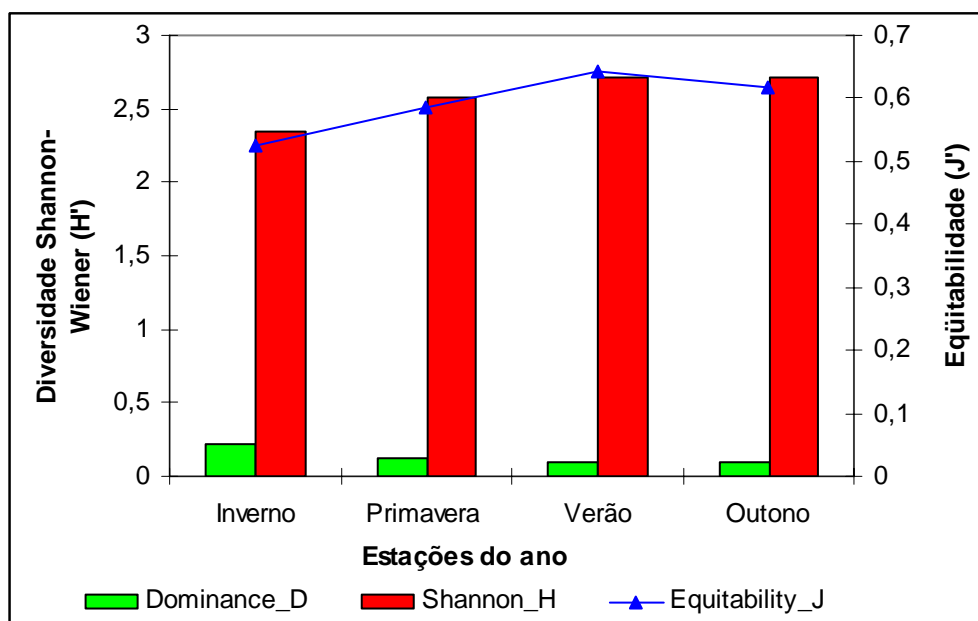


Figura 51: Diversidade específica ( $H'$ ), equitabilidade ( $J'$ ) e dominância total do fitoplâncton, nas estações do ano, na ELM1 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.

Na SLM1 o índice de diversidade ( $H'$ ) apresentou valor máximo no inverno (2,74 bits/ind) e mínimo na primavera (2,09 bits/ind). Já, o índice de equitabilidade apresentou valor máximo no verão (0,62) e mínimo na primavera (0,48). Por sua vez, a dominância ( $D'$ ) apresentou valor máximo na primavera (0,220) e mínimo no inverno (0,102). Os resultados estão expressos na tabela 42 e figura 52 abaixo.



Tabela 42: Valores encontrados para a diversidade especificade Shannon-Wiener ( $H'$ ), eqüitabilidade de Pielou ( $J'$ ) e dominância ( $D'$ ) total do fitoplâncton, nas estações do ano, na SLM1 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.

SLM1				
	Inverno	Primavera	Verão	Outono
Dominance_D	0,102	0,220	0,105	0,142
Shannon_H	2,74	2,09	2,61	2,39
Equitability_J	0,60	0,48	0,62	0,56

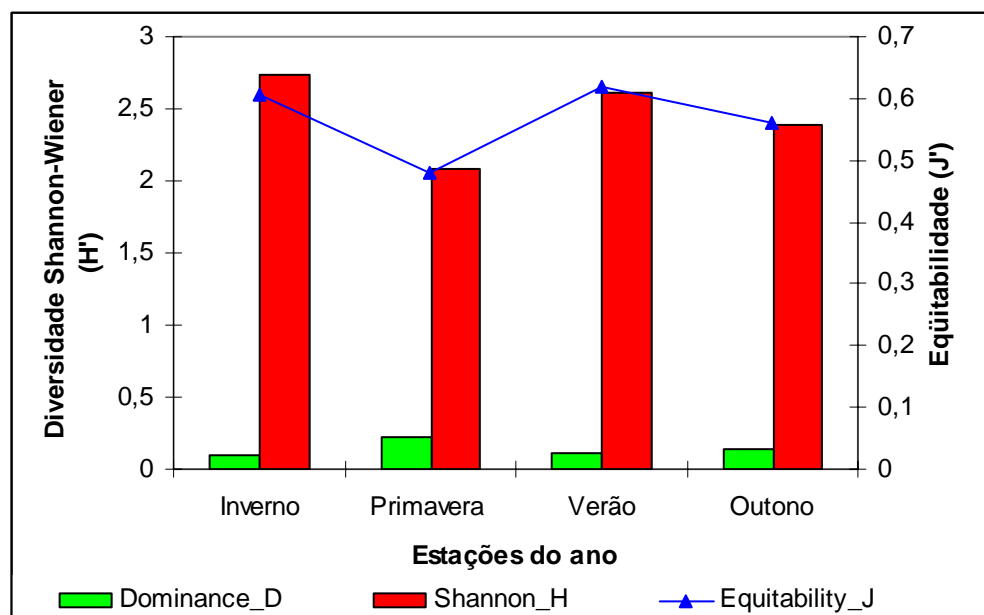


Figura 52: Diversidade específica ( $H'$ ), eqüitabilidade ( $J'$ ) e dominância total do fitoplâncton, nas estações do ano, na SLM1 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.

Na SLM2, o índice de diversidade ( $H'$ ) mostrou valor máximo na primavera (2,61 bits/ind) e mínimo no verão (2,24 bits/ind). Por sua vez, o índice de eqüitabilidade ( $J'$ ) apresentou valor máximo no outono (0,61) e mínimo no verão (0,52). A dominância ( $D'$ ) revelou valor máximo no verão (0,152) e mínimo no outono (0,110). Os valores encontram-se registrados na tabela 43 e figura 53 abaixo.

Tabela 43: Valores encontrados para a diversidade especificade Shannon-Wiener ( $H'$ ), equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) e dominância ( $D'$ ) total do fitoplâncton, nas estações do ano, na SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.

SLM2				
	Inverno	Primavera	Verão	Outono
Dominance_D	0,127	0,114	0,152	0,110
Shannon_H	2,55	2,61	2,24	2,55
Equitability_J	0,57	0,58	0,52	0,61

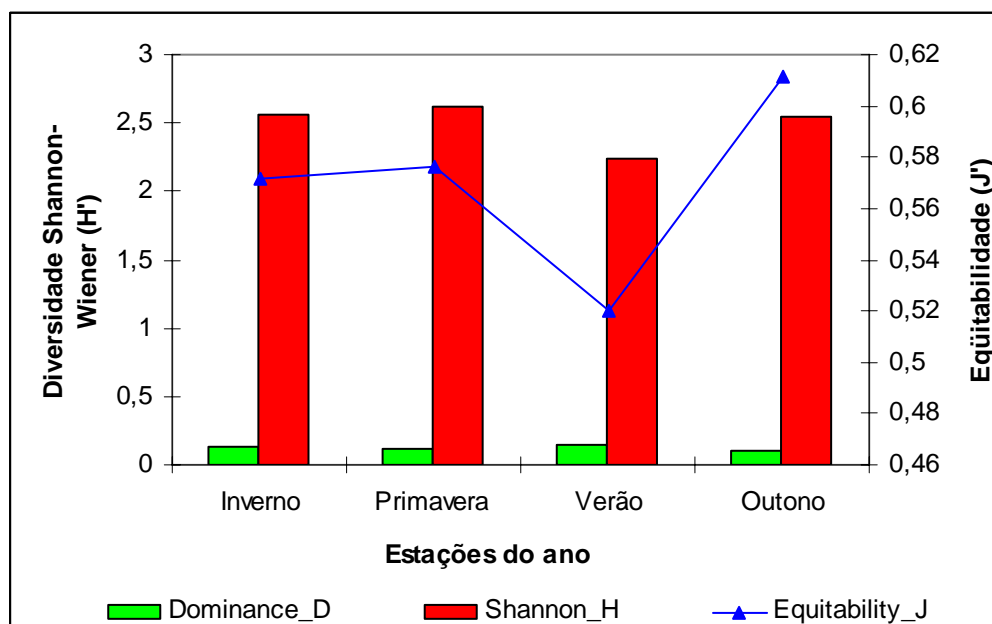


Figura 53: Diversidade específica ( $H'$ ), equitabilidade ( $J'$ ) e dominância total do fitoplâncton, nas estações do ano, na SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.

Na análise da diversidade específica ( $H'$ ) total, verificou-se que o maior valor ocorreu no outono (2,72 bits/ind), na ELM1 e o menor valor ocorreu na primavera (2,09 bits/ind), na SLM1. Já, o maior valor de equitabilidade ( $J'$ ) ocorreu no verão (0,64) e o menor valor ocorreu na primavera (0,48), na SLM1. Por sua vez, o maior valor registrado de dominância ( $D'$ ) foi verificado na primavera (0,220), na SLM1 e o menor valor ocorreu no verão (0,090), na ELM1. Os resultados podem ser constatados na figura 54.

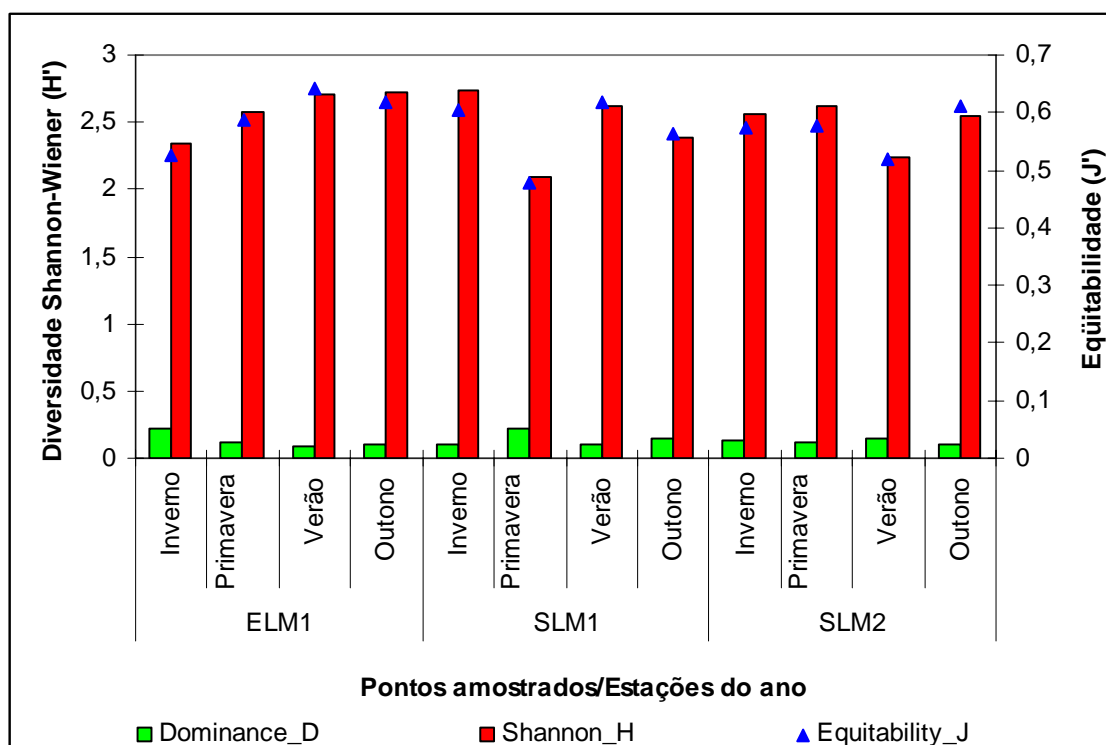


Figura 54: Diversidade específica ( $H'$ ), equitabilidade ( $J'$ ) e dominância ( $D'$ ) total do fitoplâncton, nas estações do ano, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.

## 6.6 ANÁLISE DE AGRUPAMENTO (CLUSTER)

Na análise de agrupamento formado a partir dos dados de riqueza da comunidade fitoplanctônica, obteve-se a formação de dois grupos diferentes, um formado pela ELM1 e SLM1 e o outro formado pela SLM2. Observou-se que a riqueza encontrada na ELM1 e SLM1 foi similar entre si, porém diferiu da observada na SLM2.

Os registros de presença/ausência dos táxons fitoplanctônicos, para a análise de agrupamento, da riqueza dos pontos amostrados estão presentes no anexo 4 (tabela 52). A figura 55 representa o Cluster dos pontos de amostragem, baseado na similaridade da riqueza da comunidade fitoplanctônica estudada.

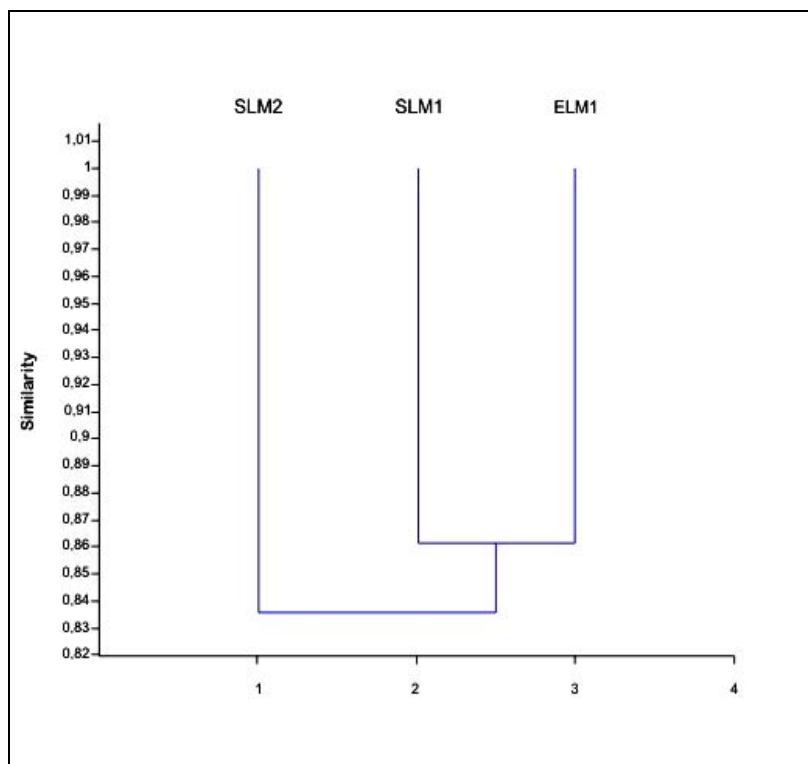


Figura 55: Dendrograma da análise de agrupamento da ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS, baseado na similaridade da riqueza através de ligação simples de Sørense-Dice.

Na análise de dendrograma formado a partir dos dados de abundância da comunidade fitoplanctônica, obteve-se a formação de dois grupos distintos, um formado pela ELM1 e SLM1 e o outro formado pela SLM2. Verificou-se, portanto, que a abundância encontrada na ELM1 e SLM1 foi semelhante entre si, porém diferiu daquela observada na SLM2.

Os registros de abundância dos táxons fitoplanctônicos, para a análise de agrupamento da abundância dos pontos amostrados, estão presentes no anexo 5 (tabela 53). A figura 56 representa o Cluster dos pontos de amostragem, baseado na similaridade da abundância da comunidade fitoplanctônica estudada.

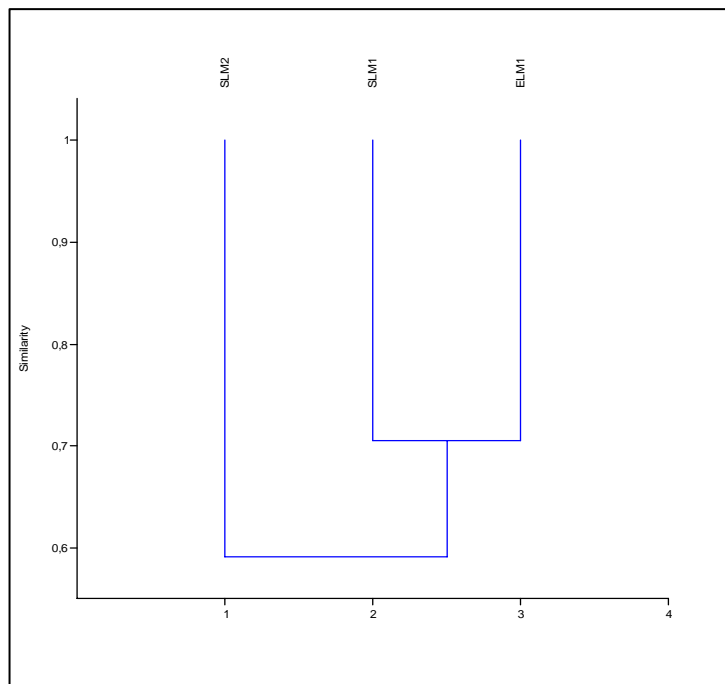


Figura 56: Dendrograma da análise de agrupamento da ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS, baseado na similaridade de abundância através de ligação UPGMA de Bray-Curtis.

Para avaliar o grau de estabilidade da amostra empregou-se o método de autoreamostragem (“bootstrap”), onde foram geradas 1.000 iterações. Os resultados estão expressos na figura 57 abaixo.

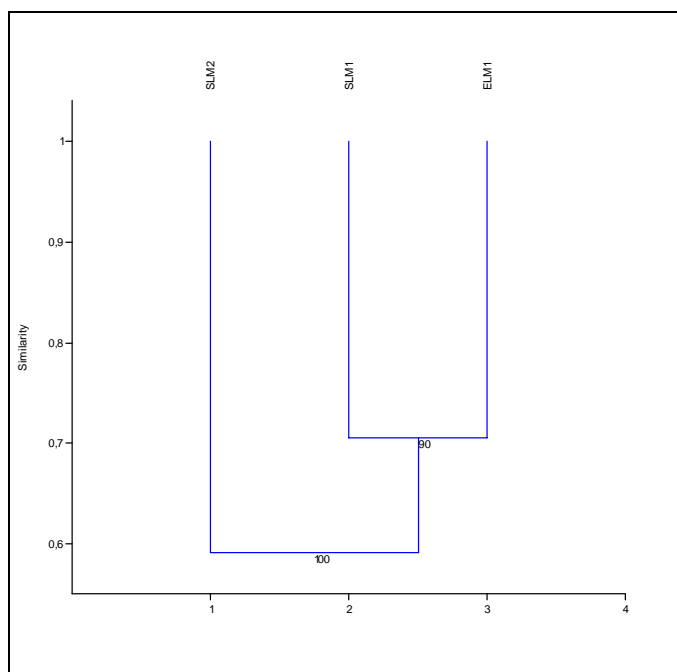


Figura 57: Dendrograma da análise de agrupamento da ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS, para riqueza e abundância, baseado na autoreamostragem (“bootstrap”), com a geração de 1.000 iterações.

## 6.7 ANÁLISE DE REGRESSÃO LINEAR MÚLTIPLA

A análise de regressão linear múltipla permitiu verificar a relação funcional de uma variável para as outras, ou seja, o quanto a riqueza, a abundância e a diversidade da comunidade fitoplanctônica foram influenciadas pelas variáveis abióticas, além da clorofila *a*.

Nesta análise, verificou-se que a riqueza fitoplanctônica foi influenciada pelas variáveis DQO Total, DQO Solúvel e turbidez. Os resultados estão expressos na tabela 44 e figura 58 abaixo.

Tabela 44: Valores encontrados para a análise de regressão linear múltipla aplicada sobre a riqueza da comunidade fitoplanctônica e as variáveis ambientais (físicas, físico-químicas e químicas), além da clorofila *a*, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06 ( $p < 0,05$ ).

Step # 0 R = 0.855 R-Square = 0.732								
	Effect	Coefficient	Std Error	Std Coef	Tol.	df	F	' P '
01	Constant							
02	SST	0.000	0.091	0.002	0.09392	1	0.000	0.996
03	OD	0.135	0.588	0.060	0.23071	1	0.053	0.821
04	NO <sub>3</sub>	0.069	0.195	0.069	0.41777	1	0.124	0.729
05	TEMPAR	-0.225	0.567	-0.106	0.22210	1	0.157	0.697
06	CONDUT	0.007	0.013	0.127	0.25514	1	0.259	0.617
07	NAMON	-0.218	0.265	-0.243	0.18181	1	0.682	0.420
08	SSV	-0.077	0.089	-0.347	0.09940	1	0.759	0.396
09	NO <sub>2</sub>	-0.011	0.010	-0.227	0.32641	1	1.066	0.316
10	PT	-0.904	0.867	-0.219	0.35919	1	1.088	0.312
11	pH	-4.131	3.956	-0.233	0.31778	1	1.090	0.311
12	DBO <sub>5</sub> S	0.566	0.531	0.388	0.11931	1	1.136	0.301
13	TEMPAGUA	0.987	0.745	0.432	0.14824	1	1.758	0.202
14	DBO <sub>5</sub> T	-0.224	0.127	-1.043	0.04552	1	3.140	0.094
15	TRANSP	-118.976	58.179	-0.507	0.25613	1	4.182	0.057
16	CLOROFILA	-0.006	0.003	-0.571	0.20509	1	4.245	0.055
17	DQOT	0.293	0.127	1.505	0.03742	1	5.374	0.033
18	DQOS	-1.237	0.478	-0.997	0.10620	1	6.688	0.019
19	TURBIDEZ	-1.468	0.505	-0.637	0.32808	1	8.447	0.010

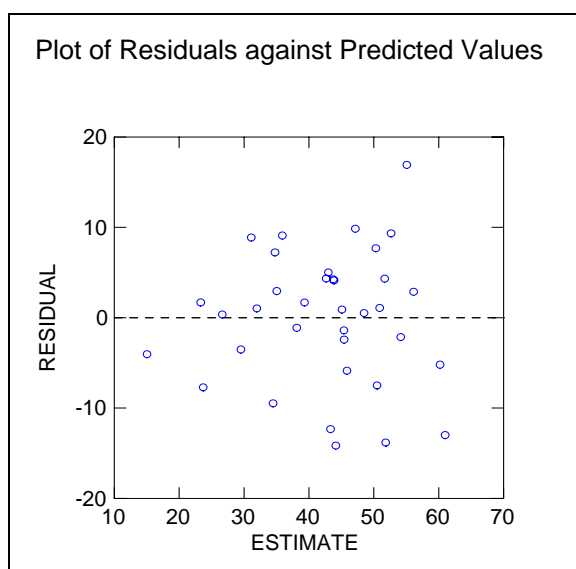


Figura 58: Diagrama da análise de regressão linear múltipla da riqueza fitoplanctônica, das variáveis ambientais e da clorofila *a*, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.

A abundância da comunidade fitoplanctônica foi influenciada pelos parâmetros temperatura da água e turbidez. Os resultados são apresentados na tabela 45 e figura 59 abaixo.

Tabela 45: Valores encontrados para a análise de regressão linear múltipla aplicada sobre a abundância da comunidade fitoplanctônica e as variáveis ambientais (físicas, físico-químicas e químicas), além da clorofila *a*, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06 ( $p < 0,05$ ).

Step # 0 R = 0.920 R-Square = 0.846								
	Effect	Coefficient	Std Error	Std Coef	Tol.	df	F	' P '
01	Constant							
02	pH	42627.418	196467.355	0.037	0.31778	1	0.047	0.831
03	DBO <sub>5</sub> S	6952.235	26355.517	0.073	0.11931	1	0.070	0.795
04	PT	-18972.464	43035.948	-0.070	0.35919	1	0.194	0.665
05	OD	-13729.035	29219.776	-0.093	0.23071	1	0.221	0.644
06	TRANSP	1.4742E+06	2.8894E+06	0.096	0.25613	1	0.260	0.616
07	NO <sub>3</sub>	5021.916	9675.118	0.076	0.41777	1	0.269	0.610
08	NO <sub>2</sub>	340.999	505.905	0.112	0.32641	1	0.454	0.509
09	NAMON	10061.407	13138.934	0.171	0.18181	1	0.586	0.454
10	SSV	3665.265	4396.517	0.252	0.09940	1	0.695	0.416
11	DQOS	24566.358	23762.805	0.302	0.10620	1	1.069	0.316
12	SST	-4812.801	4510.641	-0.332	0.09392	1	1.138	0.301
13	TEMPAR	35688.148	28164.979	0.256	0.22210	1	1.606	0.222
14	DBO <sub>5</sub> T	8184439	6282.914	0.585	0.04552	1	1.697	0.210
15	DQOT	-9901.650	6287.921	-0.775	0.03742	1	2.480	0.134
16	CONDUT	-1278.546	655.803	-0.368	0.25514	1	3.801	0.068
17	TEMPAGUA	-90031.429	36985.243	-0.602	0.14824	1	5.926	0.026
18	TURBIDEZ	80749.465	25083.826	0.535	0.32808	1	10.363	0.005
19	CLOROFILA	785.510	153.538	1.076	0.20509	1	26.174	0.000

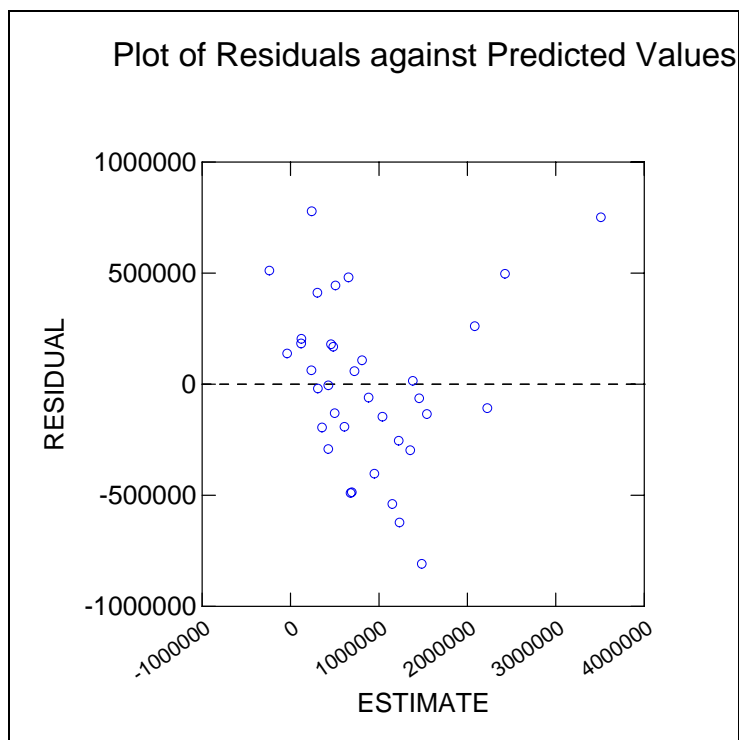


Figura 59: Diagrama da análise de regressão linear múltipla da abundância fitoplanctônica, das variáveis ambientais e da clorofila *a*, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.

A diversidade específica das algas foi influenciada pelas variáveis  $DBO_5$ , DQO Total, DQO Solúvel e turbidez. Os valores encontram-se registrados na tabela 46 e figura 60.



Tabela 46: Valores encontrados para a análise de regressão linear múltipla aplicada sobre a diversidade da comunidade fitoplanctônica e as variáveis ambientais (físicas, físico-químicas e químicas), além da clorofila *a*, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06 ( $p < 0,05$ ).

Step # 0 R = 0.858 R-Square = 0.736								
	Effect	Coefficient	Std Error	Std Coef	Tol.	df	F	'P'
01	Constant							
02	NAMON	-0.001	0.007	-0.028	0.18181	1	0.009	0.926
03	pH	-0.017	0.107	-0.036	0.31778	1	0.027	0.872
04	NO2	-0.000	0.000	-0.055	0.32641	1	0.063	0.805
05	SST	-0.001	0.002	-0.129	0.09392	1	0.101	0.755
06	OD	0.009	0.016	0.145	0.23071	1	0.311	0.584
07	NO3	0.003	0.005	0.108	0.41777	1	0.313	0.583
08	TEMPAR	-0.011	0.015	-0.191	0.22210	1	0.521	0.480
09	CONDUT	0.000	0.000	0.184	0.25514	1	0.560	0.465
10	SSV	-0.002	0.002	-0.367	0.09940	1	0.865	0.365
11	PT	-0.029	0.023	-0.255	0.35919	1	1.504	0.237
12	CLOROFILA	-0.000	0.000	-0.353	0.20509	1	1.647	0.217
13	TRANSP	-2.167	1.576	-0.338	0.25613	1	1.891	0.187
14	DBO5S	0.025	0.014	0.621	0.11931	1	2.964	0.103
15	TEMPAGUA	0.037	0.020	0.600	0.14824	1	3.446	0.081
16	TURBIDEZ	-0.029	0.014	-0.466	0.32808	1	4.602	0.047
17	DBO5T	-0.008	0.003	-1.322	0.04552	1	5.132	0.037
18	DQOT	0.010	0.003	1.954	0.03742	1	9.220	0.007
19	DQOS	-0.047	0.013	-1.383	0.10620	1	13.094	0.002

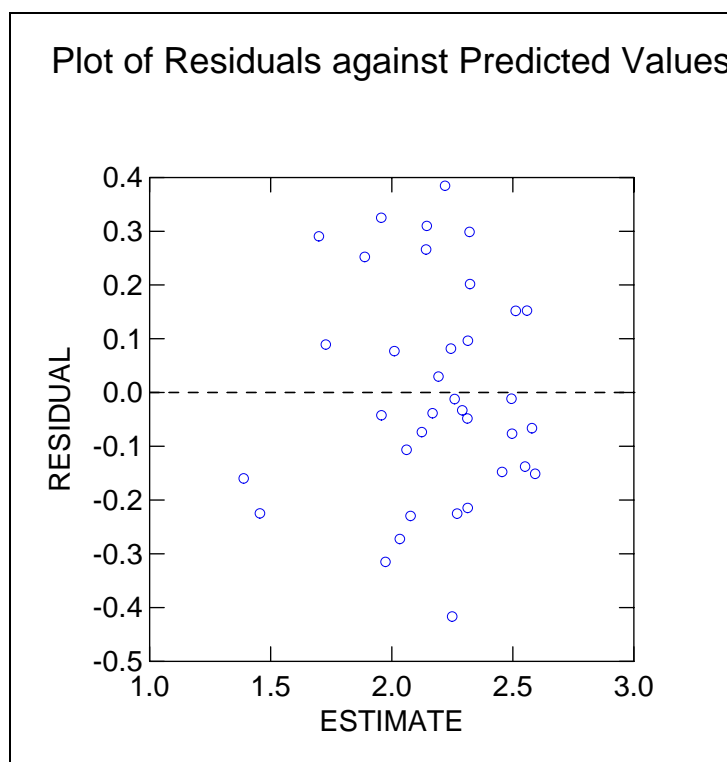


Figura 60: Diagrama da análise de regressão linear múltipla da diversidade fitoplanctônica, das variáveis ambientais e da clorofila *a*, na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.

## **7 DISCUSSÃO**

### **7.1 VARIÁVEIS CLIMATOLÓGICAS, FÍSICAS, FÍSICO-QUÍMICAS E QUÍMICAS DA ÁGUA**

#### **7.1.1 Variáveis climatológicas**

##### **7.1.1.1 Temperatura do ar**

Neste estudo, a temperatura do ar mostrou-se praticamente uniforme conforme as estações do ano, apresentando valores mais elevados no verão, e mais baixos no inverno. Isso determinou que os valores máximos de temperatura da água ocorressem no verão e que os valores mínimos acontecessem no inverno. Sendo assim, no inverno houve uma diminuição da taxa reprodutiva fitoplanctônica e, por conseguinte, uma diminuição na sua densidade; no verão o processo foi inverso.

##### **7.1.1.2 Pluviosidade**

Nos meses correspondentes ao inverno, os valores registrados para a pluviosidade mensal e para a semana que antecedeu a coleta, principalmente nos meses de agosto e setembro, foram os mais elevados, tendo esse efeito diluidor contribuído para a diminuição da densidade do fitoplâncton das LM da ETE-UCS.

#### **7.1.2 Variáveis físicas da água**

##### **7.1.2.1 Temperatura da água**

Conforme GOMES *et al.* (2003), entre março e maio/2002, os valores médios de temperatura para a lagoa de maturação, em um sistema de lagoas de estabilização, no

município de Juazeiro do Norte (CE), foi de 29,0 °C, caracterizando um clima tropical. Esse dado sugere uma tendência de estratificação térmica na lagoa de maturação, trazendo como consequência alguns aspectos negativos como: repercussão na eficiência da lagoa com o surgimento de zonas estagnadas, má distribuição de algas, oxigênio dissolvido e matéria orgânica. Essa situação pode ter ocorrido especialmente nos meses de dezembro/05 (primavera), na SLM1 e SLM2, janeiro/06 (verão), na ELM1, SLM1 e SLM2 e março/06 (verão), na SLM2, onde a temperatura registrada no dia da coleta foi  $\geq 29,0^{\circ}\text{C}$ .

Conforme EGBORG (1979), as variações diárias no pH e no oxigênio dissolvido como índices de atividade do fitoplâncton são dependentes da temperatura. Neste estudo, verificou-se que da ELM1 em direção à SLM2, o aumento da temperatura contribuiu para elevar a densidade fitoplanctônica, promovendo, com isso, um aumento nos valores de pH e de OD. A correlação positiva significativa entre temperatura da água e OD ( $r = 0,5705$ ), clorofila *a* e temperatura da água ( $r = 0,9968$ ) contribuíram para confirmar a observação feita pelo autor acima citado.

#### **7.1.2.2 Turbidez**

Nas LM da ETE-UCS, a elevada densidade de organismos fitoplanctônicos, contribuíram para aumentar a turbidez da água e promover um maior consumo de OD, por parte dos organismos decompositores, para sua mineralização. Essa situação ficou caracterizada pela correlação positiva entre  $\text{DBO}_5\text{T}$  e turbidez ( $r = 0,9642$ ) e DQOT e turbidez ( $r = 0,5277$ ).

A presença do material em suspensão na água tem uma importância ecológica considerável. Pode propiciar um substrato para bactérias coliformes (HENRY & LOPES, 1978), dificultar o trabalho dos órgãos filtradores por organismos animais (MARGALEF, 1974) e reduzir a penetração da luz na coluna d'água, prejudicando a fotossíntese. A turbidez foi o fator responsável pela determinação de uma zona trofогênica pouco profunda nas águas do local estudado. Os maiores valores de turbidez registrados no outono e no verão, foram determinados pelas maiores densidades de organismos fitoplanctônicos em suspensão na coluna d'água.

Os valores de turbidez média anual na ELM1 e na SLM1, foram praticamente iguais, devido à concentração semelhante de material em suspensão e compostos dissolvidos. Por sua vez, a turbidez média anual na SLM2 mostrou-se mais elevada do que na ELM1 e na SLM1. Isso deve ter ocorrido devido ao acréscimo de organismos fitoplanctônicos parcialmente decompostos, vindos da SLM1 e da elevada densidade fitoplanctônica ocorrida na SLM2.

### **7.1.2.3 Transparência da água**

A transparência da água tem relação com a abundância e composição da comunidade fitoplanctônica (REYNOLDS, 1976), assim como, em lagoas muito produtivas, sua medida pode ser usada para estimar a densidade aproximada da população fitoplanctônica (WETZEL, 1975). Neste estudo, os baixos valores de transparência de Secchi revelaram uma grande quantidade de material suspenso no meio líquido, especialmente o fitoplâncton. Isso ficou evidenciado pela correlação negativa da transparência da água com SST ( $r = -0,5640$ ) e com SSV ( $r = -0,4642$ ).

Considerando-se a profundidade de compensação fótica 2  $\frac{1}{2}$  vezes a profundidade de visão do disco de Secchi (MARGALEF, 1983), pode-se inferir que nas LM da ETE-UCS, a atenuação da radiação até 1% ocorreu em um mínimo de 0,20 m e um máximo de 0,75 m. Como a profundidade das LM é de apenas 1 m, essa penetração de luz foi suficiente para promover uma grande produtividade.

De acordo com a classificação do Estado Trófico, segundo o Índice de Carlson modificado por TOLEDO *et al.* (1983), ambientes hipereutróficos apresentam transparência de Secchi  $< 0,2$  m. Em 58% dos pontos amostrados, a transparência esteve abaixo de 0,2 m, o que de acordo com o autor acima citado caracterizaria as LM da ETE-UCS como ambientes hipereutróficos.

## **7.1.3 Variáveis físico-químicas da água**

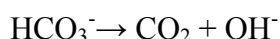
### **7.1.3.1 pH**

Segundo TALAMONI (1995), baixas flutuações nos valores de pH sugerem que os corpos d'água têm um eficiente sistema de tamponamento ou aceleração

dinâmica metabólica. Essa situação deve ter ocorrido no período amostrado, pois os valores médios anuais de pH na ELM1, SLM1 e SLM2 apresentaram pequena amplitude.

As variações no pH modificam o estado químico de várias substâncias importantes para as algas, como o CO<sub>2</sub>, o fosfato, a amônia, o ferro e os metais-traço. As comunidades aquáticas, dentre as quais as algas, interferem no pH, assim como o pH interfere de diferentes maneiras no metabolismo destas comunidades. Sobre as algas, o pH atua diretamente nos processos de permeabilidade da membrana celular, no transporte iônico intra e extracelular e na velocidade das reações enzimáticas (ESTEVES, 1988; FERNANDES *et al.*, 2005).

De acordo com BRANCO (1978), o pH tem seus valores sujeitos a grandes variações durante as diferentes estações ou horas do dia. Durante o ciclo diurno, ocorre uma elevação no seu valor no período da manhã, atingindo um máximo ao redor das 15 horas e diminuindo a seguir. Essa variação do pH ocorre devido ao fato de que o consumo de CO<sub>2</sub> pelas algas, nas horas em que a luminosidade é disponível, é maior que a reposição pela respiração das bactérias. Isso leva ao deslocamento da reação (abaixo) para a direita, para produção de mais CO<sub>2</sub> (para consumo das algas) e liberação de íons hidroxila no meio, o que provoca um aumento do pH (SILVA & MARA, 1979).



Por outro lado, à noite, cessa a atividade fotossintética das algas e a reposição de CO<sub>2</sub> pela respiração bacteriana faz aumentar a concentração do CO<sub>2</sub>, ocorrendo o deslocamento da reação para a esquerda e, conseqüentemente, o abaixamento do pH pela diminuição da concentração de íons hidroxila.

Como as amostragens foram realizadas no período de horas claras do dia, compreendido entre as 12 h e as 14 h, onde a atividade fotossintética é intensa, obtiveram-se valores de pH que chegaram a 9,42 em agosto/05, na SLM2.

Notou-se, também, que o aumento no valor médio anual do pH da ELM1 em direção à SLM2, ocorreu concomitantemente ao aumento da densidade fitoplanctônica.

A correlação positiva significativa, encontrada entre o pH e o teor de OD ( $r = 0,6313$ ), indicou que o aumento da concentração de OD na água está associado à maior atividade fotossintética do fitoplâncton e a um maior consumo de  $\text{CO}_2$ , o que fez com que o pH da água aumentasse. Além disso, a elevação nos valores dessa variável deve ter ocorrido devido à carga orgânica do esgoto na ELM1 ter sido maior do que a carga orgânica que chegou na SLM2, já que a mesma sofreu mineralização ao longo desse percurso. Com isso, a atividade bacteriana na ELM1 foi maior do que na SLM2, levando, assim, a um maior consumo de oxigênio para a estabilização da matéria orgânica e conseqüentemente a uma maior liberação de  $\text{CO}_2$  para o meio. Isso contribuiu para explicar os menores valores de pH na ELM1.

As águas continentais exibem amplas variações de pH, sendo que na maioria delas varia entre 6 e 8. As concentrações dos compostos e dos íons na água, bem como as suas relações, determinam o pH observado e a capacidade de tamponamento de um dado corpo d'água (WETZEL & LIKENS, 1990). Os valores registrados para o pH nas LM estudadas variaram entre 6,33 a 9,42. Verificou-se, portanto, que o valor máximo dessa variável esteve acima do observado pelos autores citados anteriormente, porém, deve ter sido fundamental para a eliminação dos coliformes fecais dessas lagoas.

### **7.1.3.2 Condutividade elétrica**

Segundo ESTEVES (1988), dentre as informações que podem ser fornecidas pelos valores de condutividade elétrica, em águas interiores, destacam-se: magnitude da concentração iônica (os íons mais diretamente responsáveis pelos valores de condutividade elétrica são - cálcio, magnésio, potássio, sódio, carbonato, sulfato, cloreto, etc.), decomposição (aumento dos valores), detecção de fontes poluidoras e avaliação das diferenças geoquímicas nos afluentes de um lago.

Nas LM da ETE-UCS, os valores de condutividade elétrica média anual diminuíram da ELM1 em direção à SLM2, devido à remoção de íons em solução, especialmente pela assimilação do fitoplâncton e, em menor quantidade, pelas macrófitas flutuantes do gênero *Lemna*.

Conforme KIMMEL & LIND (1972), as águas com alta condutividade elétrica tendem a ter elevados valores de produtividade primária. Nas LM da ETE-UCS, os

valores mais elevados de condutividade elétrica ocorreram nos meses de baixa pluviosidade (outono). Esses valores estiveram associados as maiores densidades fitoplanctônicas, também ocorridas nessa estação do ano, confirmando, assim, a observação feita pelo autor acima referido.

Os índices de estado trófico, além da concentração de fósforo total nas águas, estão baseados no nitrogênio total, na clorofila *a* e na condutividade elétrica (KRATZER & BREZONIK, 1981). A elevada condutividade média anual nessas lagoas indicou grande disponibilidade de nutrientes para o desenvolvimento de uma elevada densidade fitoplanctônica, caracterizando esse ambiente como sendo hipereutrófico. A correlação positiva entre condutividade elétrica e PT ( $r = 0,1172$ ), condutividade elétrica e nitrogênio amoniacal ( $r = 0,7295$ ), condutividade elétrica e  $\text{NO}_3^-$  ( $r = 0,0612$ ), assim como entre clorofila *a* e condutividade elétrica ( $r = 0,6045$ ), confirmaram o pressuposto acima citado.

#### **7.1.4 Variáveis químicas da água**

##### **7.1.4.1 Oxigênio dissolvido**

BARTHEL *et al.* (2004) observaram que a concentração de OD registrada durante o dia, na LM da UNETDS da EMBRAPA do município de Concórdia (SC), ficou na média de 12 mg/L. Nas LM da ETE-UCS, a concentração anual de oxigênio ficou na média de 7,8 mg/L, possibilitando, com isso, a estabilização da matéria orgânica, por parte das bactérias aeróbias.

A concentração de OD média anual aumentou da ELM1 em direção à SLM2. Esse aumento ocorreu em função da maior taxa fotossintética da comunidade fitoplanctônica. A concentração positiva altamente significativa entre clorofila *a* e o teor de OD ( $r = 0,9986$ ) contribuiu para confirmar esse fato.

##### **7.1.4.2 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5</sub>) total e solúvel**

Nas LM da ETE-UCS, as altas concentrações de DBO<sub>5</sub> Total e Solúvel indicaram elevadas concentrações de matéria orgânica oriunda, especialmente da elevada biomassa fitoplanctônica. Uma correlação positiva altamente significativa entre

DBO<sub>5</sub>T e SSV ( $r = 0,8927$ ), DBO<sub>5</sub>T e SST ( $r = 0,7579$ ), assim como entre DBO<sub>5</sub>S e SSV ( $r = 0,8789$ ), e DBO<sub>5</sub>S e SST ( $r = 0,7579$ ), contribuiu para confirmar o fato.

A DBO<sub>5</sub> Total média anual apresentou um valor mais baixo na ELM1, onde ocorreu a menor densidade fitoplanctônica média anual. Na SLM1 e SLM2, a DBO<sub>5</sub> Total média anual apresentou valores maiores e semelhantes, assim como houve valores mais elevados e com uma certa equivalência na densidade fitoplanctônica. Isso sugere que o aumento na quantidade de matéria orgânica na SLM1 e SLM2 - devido à morte de uma elevada densidade de algas, além de uma maior liberação de compostos orgânicos produzidos por elas, quando da realização da fotossíntese - tenha promovido uma maior DBO<sub>5</sub> Total.

Na ELM1 e SLM1, os valores de DBO<sub>5</sub> Solúvel médio anual foram similares e mais baixos do que na SLM2. Isso significa que, provavelmente, na SLM2, a fração solúvel de matéria orgânica oriunda da morte do fitoplâncton tenha sido maior do que na ELM1 e SLM1.

#### **7.1.4.3 Demanda química de oxigênio (DQO) total e solúvel**

A principal diferença da DQO com relação ao teste da DBO<sub>5</sub> encontra-se claramente presente na nomenclatura de ambos os testes. A DBO<sub>5</sub> relaciona-se a uma oxidação bioquímica da matéria orgânica, realizada inteiramente por microorganismos. Já a DQO corresponde a uma oxidação química, obtida através de um forte oxidante (dicromato de potássio) em meio ácido. Os valores de DQO normalmente são maiores que os da DBO<sub>5</sub>, devido à oxidação química decompor matéria orgânica não-biodegradável. O teste da DQO é realizado num prazo menor que o da DBO<sub>5</sub>. Como na DBO<sub>5</sub> mede-se apenas a fração biodegradável, quanto mais este valor se aproxima da DQO significa que mais facilmente biodegradável será o efluente (VON SPERLING, 1995).

Segundo VON SPERLING (1995), o efluente biológico possui valores da relação DQO/DBO<sub>5</sub> usualmente superiores a 3,0. Na SLM2, essa relação DQO/DBO<sub>5</sub> foi baixa (1,4), o que indica que a fração biodegradável, devido as algas, foi elevada.



De acordo com os estudos de BARTHEL *et al.* (2004) na UNETDS da EMBRAPA de Concórdia (SC), a DQO na LM, durante o período estudado, mostrou-se estável, variando entre 50 e 70 mg/L. Nas LM da ETE-UCS, os valores de DQO Total variaram de 10 a 315 mg/L, sendo que, o valor médio anual foi de 89,5 mg/L. A alta concentração média anual de DQO Total indicou grande concentração de matéria orgânica, especialmente de origem fitoplanctônica, nas LM, o que foi corroborado pela correlação positiva significativa entre DQOT e DBO<sub>5</sub>T ( $r = 0,9408$ ).

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 SLM1, devido, principalmente, à elevada concentração de matéria orgânica proveniente das algas, uma vez que neste ponto de amostragem ocorreu a maior densidade média anual de fitoplâncton.

Por sua vez, o valor da DQO Solúvel média anual aumentou da ELM1 em direção à SLM2, devido ao aumento na quantidade de matéria orgânica de origem fitoplanctônica.

#### **7.1.4.4 Sólidos suspensos totais e voláteis**

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. 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 & EDDY, 1991).

Sólidos suspensos e algas podem provocar conseqüências indesejáveis no corpo receptor, como o aumento da DBO<sub>5</sub>. Caso o efluente seja usado para a irrigação, concentrações excessivas de sólidos suspensos e algas podem afetar a porosidade do solo (LUDUVICE *et al.*, 2001). Os elevados valores de SST e SSV, assim como da densidade fitoplanctônica na SLM2, sugere um monitoramento dessas variáveis, quando da sua utilização da água para essa finalidade.

PEARSON & SILVA (1988) observaram que no mínimo 80% dos sólidos totais do efluente se devem à biomassa de algas. As altas concentrações de SST encontradas nas LM da ETE-UCS estiveram vinculadas à grande quantidade de biomassa fitoplanctônica presente no efluente final, inferida pela concentração de clorofila *a* e pela contagem nas observações microscópicas. Essa alta concentração de SST, determinada pela elevada biomassa algal e pela matéria orgânica oriunda do esgoto, promoveu um elevado consumo de oxigênio. Isso ficou comprovado pela correlação positiva significativa entre DBO<sub>5</sub>T e SST ( $r = 0,7924$ ) e, DQOT e SST ( $r = 0,8360$ ).

Neste estudo, a fração de SSV, representada especialmente pelo fitoplâncton, foi o maior constituinte dos SST. Isso foi comprovado pela correlação positiva altamente significativa entre SST e SSV ( $r = 0,9219$ ) e significativa entre SSV e clorofila *a* ( $r = 0,6649$ ).

As maior concentração de SST e SSV foi registrada no verão. Observou-se, neste caso, que 91,9% dos SST foram representados pelos SSV, constituídos basicamente pela biomassa algal.

#### **7.1.4.5 Nitrato**

A concentração de nitrato nas lagoas depende do equilíbrio entre a produção bioquímica pelas bactérias nitrificantes e o consumo, principalmente, através da assimilação pelo fitoplâncton e da desnitrificação. Não se pode omitir, apesar de não estar registrado, a quantidade de nitrato originado a partir de processos fotoquímicos ocorridos na atmosfera, que é levado com a água da chuva. De acordo com VISSER (1974), há, nas regiões tropicais, aumento na formação de nitrato sobre a amônia em função da grande atividade fotoquímica na camada superior da atmosfera nessas regiões.

Nas épocas de floração do fitoplâncton, o nitrato torna-se a principal fonte de nitrogênio assimilado pelas células, pois a amônia já foi rapidamente utilizada, além de ocorrer naturalmente em baixas concentrações no epilimnio, e geralmente originado da excreção de organismos (ESTEVES, 1988). Nas LM da ETE-UCS, as maiores densidades do fitoplâncton foram registradas no outono e no verão, coincidindo com a

maior disponibilidade de nitrato. A correlação positiva significativa entre a clorofila *a* e o  $\text{NO}_3^-$  ( $r = 0,6362$ ), encontrada no período estudado, confirmou a observação acima citada.

Segundo BARTHEL *et al.* (2004), os nitratos na LM da UNETDS da EMBRAPA de Concórdia (SC), apresentaram-se em concentrações muito baixas, que variaram de 7 a 7,4 mg/L. Nas LM da ETE-UCS, os valores de nitrato variaram de 0,01 a 54,49 mg/L, sendo que a concentração média anual foi de 8,15 mg/L. Essa baixa concentração média anual, deveu-se, provavelmente, à grande atividade fotossintética das algas, que incorporaram esse nutriente em sua biomassa.

Conforme PONTES (1980), a presença de matéria orgânica, bactérias amonificantes e nitrificantes, disponibilidade de oxigênio e tempo de acumulação são fatores importantes para que ocorra a presença de nitrato no meio líquido. Sendo assim, é provável que a maior concentração de nitrato na SLM2 tenha sido devido à presença de matéria orgânica, bactérias amonificantes e nitrificantes, elevada concentração de OD, maior tempo de detenção hidráulica e a não utilização total desses íons por parte do fitoplâncton.

#### 7.1.4.6 Nitrito

A ocorrência de nitrito nas lagoas de maturação, deve-se ao fato deste íon ser um estágio intermediário nos processos de nitrificação e desnitrificação. Outra fonte de nitrito pode ser a atividade do fitoplâncton, uma vez que reduções de nitrato para nitrito foram observadas em *Chlorella* (BECKWITH, 1933 *apud* HUTCHINSON, 1975).

A presença de  $\text{NO}_2^-$  no meio indica contaminação recente por matéria orgânica (BABBITT *et al.*, 1973). Neste estudo, isso pode ser confirmado através da correlação positiva entre  $\text{NO}_2^-$  e  $\text{DBO}_5\text{T}$  ( $r = 0,1302$ ) e  $\text{NO}_2^-$  e  $\text{DQOT}$  ( $r = 0,4515$ ).

As concentrações de nitrito em ambientes de água doce são bem mais baixas do que as de amônia e nitrato, exceto em lagos poluídos e em lagos eutróficos, onde há formação de nitrito através da desnitrificação em condições anóxicas (FERNANDES *et al.*, 2005). Nas LM da ETE-UCS, a ausência de anoxia nas amostras coletadas

determinou que os valores de nitrito também fossem mais baixos do que os valores de amônia e nitrato.

BARTHEL *et al.* (2004) encontraram na LM da UNETDS da EMBRAPA de Concórdia (SC), baixos valores de nitritos que variaram de 700 a 2.000 µg/L. Nas LM da ETE-UCS, registraram-se concentrações de nitrito que ficaram entre 6,29 e 1.034,41 µg/L, sendo que houve uma diminuição nos seus valores da ELM1 em direção à SLM2, determinada, provavelmente, pela redução nos processos de nitrificação e desnitrificação no meio líquido, além da diminuição na concentração de nitrogênio amoniacal.

#### **7.1.4.7 Nitrogênio amoniacal**

Em condições de pH elevado (em torno de 10) devido à alta taxa de fotossíntese, a amônia apresenta-se em grande parte na forma livre (NH<sub>3</sub>) tóxica aos peixes, ao invés de na forma ionizada (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) não tóxica. Essa situação não ocorreu no período de estudo, uma vez que o maior valor de pH registrado foi de 9,42 na SLM2.

Num estudo de lagoas de estabilização, em Juazeiro do Norte (CE), GOMES *et al.* (2003) verificaram que, para a lagoa de maturação, a média de nitrogênio amoniacal foi de 13 mg/L. Por sua vez, BARTHEL *et al.* (2004), ao realizarem um estudo na UNETDS da EMBRAPA de Concórdia (SC), encontraram na LM baixas concentrações de amônia (~ 0,2 mg/L). De acordo com VON SPERLING (1995), a amônia livre na água é considerada, geralmente, evidência de poluição recente, exceto se presente em baixas concentrações (esgoto doméstico: 5 – 50 mg/L). Nas LM da ETE-UCS, os valores de nitrogênio amoniacal ficaram entre 0,53 e 58,80 mg/L, sendo que o valor médio anual foi de 19,49 mg/L. Esse valor médio ficou dentro dos limites para esgotos domésticos, como proposto pelo autor acima citado, e mostrou que a poluição orgânica nas LM foi constante. A correlação positiva altamente significativa entre nitrogênio amoniacal e turbidez ( $r = 0,9185$ ), nitrogênio amoniacal e SST ( $r = 0,8028$ ), e nitrogênio amoniacal e SSV ( $r = 0,6058$ ), indicou a presença de uma elevada biomassa fitoplanctônica na composição da carga orgânica dessas lagoas, durante o período amostrado.

A pequena concentração de amônia pode ser devido a sua utilização por parte do fitoplâncton ou ao estabelecimento do processo acelerado de nitrificação, em consequência de atividade bacteriana. Por sua vez, o aumento na sua concentração pode ser devido aos processos de produção (decomposição da matéria orgânica) e à redução de nitritos, excretados por cianofíceas (OHMORI, 1978).

Nas LM da ETE-UCS, ocorreu uma diminuição na concentração média anual de nitrogênio amoniacal da ELM1 em direção à SLM2. Essa diminuição ocorreu devido ao processo de nitrificação e da intensa atividade fotossintética das algas com conseqüente assimilação do nitrogênio amoniacal e sua conversão em nitrogênio orgânico. Isso foi comprovado pela correlação positiva significativa entre a clorofila *a* e o nitrogênio amoniacal ( $r = 0,7225$ ). As maiores médias anuais deste íon foram encontradas, na maioria das vezes, na ELM1, devido à alta carga orgânica que recebe essa lagoa.

A alta taxa de fotossíntese que ocorre nas lagoas de maturação, em função da sua reduzida profundidade, contribui para a elevação do pH, por retirar do meio líquido o CO<sub>2</sub>, ou seja, a acidez carbônica. Em condições de elevada atividade fotossintética, o pH pode subir a valores superiores a 9,0, proporcionando condições para a volatilização da NH<sub>3</sub> (ARCEIVALA, 1981). O processo de volatilização da amônia nas LM não foi eficiente, uma vez que os valores de pH se situaram, normalmente, abaixo de 9. Esse processo ocorreu apenas na SLM2, nos meses de agosto/05 e janeiro/06, onde os valores de pH foram superiores a 9,0.

#### **7.1.4.8 Fósforo total**

O fósforo geralmente está presente nos esgotos na forma de polifosfatos, ortofosfatos e fósforo orgânico. Para KÖNING *et al.* (1991), os detergentes sintéticos contendo polifosfatos são os principais responsáveis pelo aumento significativo da quantidade de fósforo total nos esgotos.

Na célula fitoplanctônica, o fósforo pode apresentar-se de duas formas principais: como fosfatos nos vacúolos e como polifosfato, que representam a principal forma de reserva de fosfato na célula vegetal (NALEWAYKO & LEAN, 1980).

Na maioria das águas, o fósforo é o principal fator limitante de sua produtividade. Além disso, tem sido apontado como o principal responsável pela eutrofização artificial destes ecossistemas (ESTEVEZ, 1988). Segundo VON SPERLING (1995), uma concentração do fósforo maior que 0,05 mg/L indica um ambiente eutrofizado.

Os valores para PT na água, observados nas LM de ETE-UCS, foram bastante elevados. Em todas as amostragens os valores verificados estiveram não apenas acima de 0,05 mg P/L, o que, segundo o autor acima citado, caracterizaria o ambiente como eutrófico, mas sim com valores  $\geq 100 \mu\text{g P/L}$  ou 0,1 mg/L, o que caracterizou as LM como ambientes hipereutróficos (VON SPERLING, 1994). A correlação positiva bastante significativa entre clorofila *a* e PT ( $r = 0,6948$ ), PT e pH ( $r = 0,9968$ ), PT e SST ( $r = 0,7393$ ), PT e transparência da água ( $r = 0,6636$ ) e, PT e SSV ( $r = 0,6472$ ), indicou uma elevada densidade fitoplanctônica, confirmando, assim, a participação do PT no processo de eutrofização de ambientes aquáticos.

BRANCO (1978); VAN HAANDEL & LETTINGA (1994) ressaltam que a remoção do fósforo em lagoas é alcançada quando o pH atinge valores superiores a 8,0, ocorrendo sua precipitação na forma de orto-fosfato insolúvel (remoção indireta), mas também é removido através da assimilação dos fosfatos pelo fitoplâncton. Nas LM da ETE-UCS, o pH acima de 8,0 apareceu em 37% das amostragens. No entanto, na SLM2 ocorreu a maior frequência de pH acima de 8,0, com 67% dos pontos amostrados. Isso deve ter colaborado para a remoção de fósforo (via precipitação de hidroxiapatita), ajudando, assim, a inibir o crescimento do fitoplâncton pela diminuição desse nutriente.

Em outro estudo realizado por BARTHEL *et al.* (2004), na UNETDS da EMBRAPA de Concórdia (SC), com lagoas de alta taxa algal e em sistema de batelada para tratamento de dejetos suínos em Joinville (SC), o valor de fósforo na LM ficou entre 0,4 e 19,5 mg/L. Nas LM em estudo, a concentração de PT ficou entre 1,20 mg/L e 11,60 mg/L, sendo que a concentração média anual de PT na ELM1, SLM1 e SLM2 foi muito semelhante. Isso mostrou que a disponibilidade desse nutriente para a comunidade fitoplanctônica, ao longo do período amostrado foi similar, não caracterizando, com isso, a sua remoção.

De acordo com KONRATH (1995), a menor disponibilidade de fósforo na água se deve ao maior consumo desse nutriente pelo fitoplâncton. Os menores valores de PT ocorreram no outono e verão, os quais coincidiram com os maiores valores de densidade fitoplanctônica encontrados nessas estações do ano, justificando, assim, o pressuposto do autor acima citado.

## 7.2 CLOROFILA *a*

A clorofila *a* é o único pigmento fotossintético comum a todos os grupos de algas (ROUND, 1983) e assim representa bem a abundância total dos organismos fotossintéticos (WETZEL & LIKENS, 1990; PAN & LOWE, 1994).

A clorofila *a* é a mais comum das clorofilas (*a*, *b*, *c*, e *d*) e representa, aproximadamente, de 1 a 2% do peso seco do material orgânico em todas as algas planctônicas. É, por isso, que a sua determinação é uma forma de representar indiretamente a biomassa do fitoplâncton, sua produtividade, bem como seu estado fisiológico (RUTTNER, 1963, *apud* ALEIXO, 1981). Sua determinação permite, também, estimar a capacidade de reoxigenação das águas e avaliar o aporte da quantidade de nutrientes existentes nas mesmas. Apesar de geralmente estar relacionada à biomassa fitoplanctônica, a concentração de pigmentos pode variar em função do metabolismo, iluminação subaquática, temperatura, disponibilidade de nutrientes, dentre outros fatores.

Devem-se ter alguns cuidados ao usar a medida de clorofila para estimar a biomassa fitoplanctônica, uma vez que, para algumas espécies de algas, o clima de luz na coluna d'água é um importante fator controlador da quantidade desse pigmento por célula, ou seja, baixas intensidades luminosas levam a uma concentração maior de clorofila para algumas espécies (ex. *Chlorella vulgaris*). Para outras espécies (ex. *Scenedesmus quadricauda*), não ocorre diferença na concentração de clorofila em baixa ou alta intensidade luminosa (STEEMANN NIELSEN et al., 1962 *apud* FOGG, 1975). Portanto, a composição da comunidade fitoplanctônica, bem como sua variação durante o ano, pode refletir-se na mudança da concentração de clorofila.

Conforme RYTHER (1956), a taxa fotossintética do fitoplâncton mostra um alto grau de correlação com o conteúdo de clorofila *a*, ao menos quando a intensidade de luz é baixa.

YENTSCH & RYTHER (1957) acreditam que é a alternância entre altas e baixas intensidades luminosas, ao longo do dia, que resulta em flutuações diurnas na quantidade de clorofila nas algas de superfície. Segundo esses autores, a periodicidade diária na capacidade fotossintética do fitoplâncton pode ser pelo menos parcialmente explicada, como base na história prévia dos organismos, em termos de seu conteúdo de clorofila, o qual é dependente da luz e varia (diuturnamente) com a intensidade da radiação solar.

A concentração da biomassa de algas flutua com fatores como consumo pelo zooplâncton, toxidez química transitória e o ataque de micróbios patogênicos, entre outros (MARA & PEARSON, 1986; PEARSON, 1987). Segundo esses autores, a produção de algas nas LM fica entre 100 e 1.000  $\mu\text{g}$  de clorofila *a* /L.

No estudo realizado por BARTHEL *et al.* (2004), na UNETDS da EMBRAPA de Concórdia (SC), o valor médio de clorofila *a* encontrado na LM foi de 1.400  $\mu\text{g}$  /L. Nas LM da ETE-UCS, o valor médio anual de clorofila *a* foi de 1.290  $\mu\text{g}$  /L, portanto, semelhante ao valor encontrado pelos autores supracitados. Essa semelhança nos valores dessa variável deveu-se, provavelmente, à semelhança nas condições ambientais dessas LM.

De acordo com KRATZER & BREZONIK (1981), o índice de estado trófico pode basear-se na concentração de clorofila *a*. Valores  $\geq 20$   $\mu\text{g}$  /L caracterizam ambientes eutróficos (MEDEIROS *et al.*, 2003). De acordo com a OECD (1982), valores acima de 25  $\mu\text{g}$  /L de clorofila *a* caracterizam o ambiente como sendo hipereutrófico. Nas LM da ETE-UCS, todos os valores dessa variável ficaram acima de 25  $\mu\text{g}$  /L, indicando com isso um meio hipereutrófico. As elevadas concentrações de nutrientes, especialmente o nitrogênio e o fósforo, as condições climáticas da região, bem como o tempo de detenção hidráulica dessas lagoas devem ter contribuído para que isso acontecesse.



Normalmente, existe uma relação linear entre a densidade fitoplanctônica e a concentração de clorofila *a* (RUTTNER, 1963 *apud* ALEIXO, 1981). Na SLM1, a maior concentração de clorofila *a* média anual coincidiu com a maior densidade fitoplanctônica média anual. Porém, na ELM1 e SLM2, o teor de clorofila *a* apresentou um padrão de variação independente ao da densidade de organismos fitoplanctônicos. Essa constatação também foi feita por KONRATH (1995), ao estudar a estrutura da comunidade fitoplanctônica e os fatores ambientais da Lagoa Caconde, no município de Osório/RS.

Segundo MENDONÇA (1990), a diminuição na clorofila *a* pode estar relacionada ao aumento na concentração de amônia no meio. Esse padrão foi observado no período de estudo, pois no inverno ocorreram as menores concentrações de clorofila *a* e também as maiores concentrações de nitrogênio amoniacal. A correlação entre nitrogênio amoniacal e clorofila *a*, ao longo do período estudado, mostrou-se negativa ( $r = -0,0613$ ), auxiliando, assim, a comprovar o pressuposto do autor supracitado.

### **7.3 A COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA**

Os organismos do fitoplâncton diferem uns dos outros por características que definem suas taxas de produção: quantidade e qualidade de pigmentos, conteúdo de enzimas, relação entre superfície e volume celulares (MARGALEF, 1983).

A ótima relação superfície:volume permite o aumento das algas, organismos de pequeno porte, em águas eutróficas, pois elas se multiplicam mais rapidamente do que células maiores, sendo que o seu tamanho diminuto garante uma taxa mínima de absorção de nutrientes (MARGALEF, 1978). 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. Entretanto, os organismos que sobrevivem em um ambiente pobre em nutrientes são organismos maiores que apresentam crescimento mais lento, possuindo uma maior capacidade de

armazenar nutrientes, considerados k-estrategistas (REYNOLDS, 1988 *apud* SALOMONI, 1997).

Nas LM da ETE-UCS, pode-se observar a ocorrência de organismos pequenos em diferentes etapas da vida vegetativa e reprodutiva, considerados estes como r-estrategistas. O intenso crescimento do fitoplâncton nessas lagoas é consequência direta do efeito fertilizante da poluição orgânica, favorecendo os r-estrategistas. As algas que predominam nessas LM são, portanto, de pequeno tamanho, o que indica possuírem um rápido crescimento quando as condições do meio são favoráveis, ou seja, quando existe uma maior disponibilidade de nutrientes e uma maior proteção contra o vento, que pouco afeta estas lagoas.

A identificação e quantificação das algas permite uma avaliação da sua diversidade e oferecem indicativos sobre a carga orgânica da lagoa de estabilização e o grau de tratamento alcançado.

Muitos gêneros de algas têm sido encontrados nos sistemas de lagoas de estabilização, mas os gêneros dominantes são geralmente membros das Chlorophyta e Euglenophyta, e em menor extensão, Chrysophyta e Cyanophyta (MARA & PEARSON, 1986). Neste estudo, na análise qualitativa, os gêneros que mais apareceram pertenceram, principalmente, às Chlorophyta (58,54%), seguido pelas Cyanophyta (20,73%), Heterokontophyta (14,63%) e Euglenophyta (6,10%). Esses dados mostraram um predomínio da divisão Chlorophyta em relação aos demais grupos. Isso se justifica pelo fato de que esse grupo de algas se desenvolve muito bem em ambientes eutrofizados, como é o caso da área de estudo.

As lagoas de estabilização, localizadas no município de São José dos Campos, estado de São Paulo, foram estudadas, do ponto de vista biológico, durante 3 anos. Predominaram, nestas, como produtoras de oxigênio, várias algas – principalmente clorofíceas como: *Chlorella*, *Ankistrodemus*, *Golenkinia*, *Actinastrum*, *Scenedesmus* e outras; cianofíceas dos gêneros *Microcystis* e diatomáceas dos gêneros *Nitzschia*, além de flagelados pigmentados pertencentes aos gêneros: *Euglena*, *Phacus*, *Lepocinclis*, *Trachelomonas*, *Strombomonas*, *Chlamydomonas*, *Eudorina*, *Pandorina*, etc. (BRANCO, 1978). Todos esses gêneros também foram encontrados nas LM da ETE-

UCS, sugerindo, com isso, uma certa semelhança nas condições ambientais das referidas lagoas.

A maior riqueza, ocorrida na ELM1, coincidiu com a menor densidade da comunidade fitoplanctônica. Por sua vez, a menor riqueza, ocorrida na SLM2, coincidiu com a 2ª maior densidade. Portanto, a maior quantidade de táxons ocorreu quando existiu uma menor densidade de fitoplâncton e vice-versa. Isso sugere que o número de espécies aumenta quando as condições ambientais são mais heterogêneas e diminui quando estas são mais homogêneas. Provavelmente, o grau de poluição tenha sido o fator seletivo que tenha determinado o favorecimento das espécies mais adaptadas às novas condições ambientais. Essas proliferaram e resultaram em grande número de indivíduos distribuídos em poucas espécies.

Na avaliação da riqueza fitoplanctônica total, sem a repetição de táxons amostrados, verificou-se uma grande homogeneidade nos valores para as três estações amostradas. Isso deveu-se, provavelmente, ao fato de que as variações dos fatores ambientais entre as estações amostradas praticamente não interferiram nos valores de riqueza específica.

Uma análise válida de rarefação assume não somente que a distribuição espacial de indivíduos é aleatória, mas que o tamanho das amostras é suficiente e que as assembléias foram amostradas da mesma maneira (ABELE & WALTERS, 1979). Neste estudo, esta análise mostrou que o número esperado de espécies em função do número de indivíduos amostrados, para cada estação de amostragem, ficou dentro do limite de confiança desejado (95%). Portanto, houve suficiência amostral.

As populações fitoplanctônicas freqüentemente sofrem modificações no “standing-stock” - “número ou peso de organismos, por unidade de volume ou área, em um determinado instante” (TUNDISI & TUNDISI, 1976), tanto em regiões tropicais como em temperadas. Mudanças temporais na comunidade planctônica são largamente determinadas por mortalidade, crescimento e taxas migratórias dos indivíduos planctônicos e seus predadores (PARSONS *et al*, 1977).

De acordo com DIAS Jr. (1990), em estudos sobre a sazonalidade apresentada pelo fitoplâncton em um corpo de água lântico, comprova-se, freqüentemente, a rápida substituição de um grupo taxonômico por outro. Isso significa dizer que algumas espécies fitoplanctônicas surgem em grande quantidade em determinadas épocas do ano e “desaparecem” em outras, ou então são espécies de ocorrência permanente, mas desenvolvem-se em grande quantidade em algumas épocas do ano. Em geral, o “desaparecimento” de uma espécie fitoplanctônica é acompanhado pela formação de inóculos (cistos, formas de resistência), que se depositam no sedimento ou são transportados para a região litorânea, voltando a desenvolver-se quando as condições ambientais tornam-se favoráveis.

Com relação à flutuação sazonal do fitoplâncton, observa-se que clorofíceas e cianofíceas se desenvolvem preferencialmente nas épocas mais quentes do ano, enquanto que as diatomáceas desenvolvem-se mais durante o período mais frio (LUND, 1965). Neste estudo, verificou-se esse padrão de uma forma quase similar, onde as clorofíceas apresentaram maior densidade no verão e no outono. As cianofíceas ocorreram em maior densidade no inverno e no verão. Por sua vez, as diatomáceas ocorreram em maior densidade no outono. Além desses grupos, apareceram também as euglenofíceas, que apresentaram uma maior densidade no inverno e as zignematofíceas, que tiveram a máxima densidade na primavera. Nota-se, portanto, que existiu um certo padrão na distribuição sazonal dos grupos fitoplanctônicos acima referidos, conforme as condições climáticas do meio.

Nas LM da ETE-UCS, os gêneros com maior densidade anual, dentre as classes estudadas, foram representados por: *Chlamydomonas*, *Synechocystis*, *Surirella*, *Euglena* e *Cosmarium*. Os gêneros *Chlamydomonas*, *Synechocystis*, *Surirella* e *Euglena* vivem em ambientes ricos em matéria orgânica em decomposição ou altamente mineralizados por esta, como ocorre em lagoas de estabilização. Por sua vez, o gênero *Cosmarium* vive, preferencialmente, em biótopos pouco poluídos, o que justifica a sua pequena densidade neste estudo.

As espécies com a maior densidade anual, dentre os gêneros registrados, foram: *Chlorella miniata*, *Synechocystis aquatilis*, *Surirella ovata*, *Lepocinclis fusiformis* e *Cosmarium* sp. c. Todas essas espécies são indicadoras de ambientes

poluídos por matéria orgânica. A exceção fica por conta de *Cosmarium* sp, que prefere águas mais limpas, o que não é o caso das lagoas de estabilização, onde o grau de poluição orgânica é elevado.

Conforme VOLLENWEIDER (1968), uma biomassa bastante elevada caracteriza um ambiente hipereutrófico. A elevada concentração de clorofila *a*, bem como a elevada densidade fitoplanctônica encontrada no período amostrado caracterizaram o ambiente de estudo como sendo hipereutrófico.

Nas LM da ETE-UCS, foram encontradas cinco classes fitoplanctônicas, que serão descritas a seguir:

As Chlorophyceae apresentaram a maior densidade dentre os grupos de algas estudados. Segundo VOLLENWEIDER (1968), uma concentração de clorofíceas bastante elevada caracteriza um ambiente hipereutrófico. Sendo assim, a elevada densidade desse grupo teria sido mais um fator a caracterizar as águas das LM como sendo hipereutróficas.

Os gêneros que apresentaram a maior densidade foram representados por *Chlamydomonas*, *Chlorella*, *Chlorococcum* e *Monoraphidium*. Os gêneros *Chlamydomonas*, *Chlorella* e *Chlorococcum* vicejam em ambientes poluídos por matéria orgânica ou altamente mineralizados por esta. Por sua vez, o gênero *Monoraphidium*, o qual não é citado na literatura especializada em lagoas de estabilização como formador de grande biomassa, apareceu em elevada densidade nas LM da ETE-UCS. As condições físico-químicas dessas lagoas e o clima subtropical da região devem ter sido os fatores preponderantes para que isso tenha ocorrido.

Dentre as clorofíceas, apareceu a classe Zignematophyceae, com maior representatividade para as Desmídeas. Segundo HAPPEY-WOOD (1988), essas algas são típicas de águas neutras a ácidas e em geral pouco produtivas. A faixa de pH alcalino registrada no período de estudo, bem como as águas altamente produtivas das LM da ETE-UCS justificam o fato desse grupo ter sido o menos representativo de todos os grupos de algas encontrados.

As Cyanophyceae são tolerantes às variações ambientais e à poluição. Entre os fatores que levam as cianobactérias a predominar sobre os outros grupos fitoplanctônicos (microalgas), em alguns ambientes, destacam-se as características fisiológicas pelas quais as cianobactérias assimilam os nutrientes (N e P) do meio aquático. De maneira geral, as cianobactérias são menos eficientes na assimilação desses nutrientes do que as microalgas que, em condições normais, crescem mais e melhor. No entanto, ao produzir uma descarga excessiva de nutrientes nos reservatórios, o homem propicia uma maior oferta desses nutrientes, facilitando a assimilação dos mesmos e o crescimento das cianobactérias.

Conforme PEINADOR (1999), outro fator que provoca o aumento de cianobactérias é o fato de possuírem pigmentos fotossintéticos, os quais aproveitam melhor a luz e impedem que penetre nas camadas mais inferiores da coluna d'água, não permitindo, dessa forma, o desenvolvimento das clorofíceas. Esse fato não deve ter ocorrido com grande intensidade nas LM estudadas, visto que a maior densidade fitoplanctônica foi representada pelas clorofíceas.

Há ainda outras vantagens desse grupo, como capacidade de regular a flutuação para a obtenção de luz ótima, através de vacúolos gasosos e da mucilagem de baixa densidade, fixação de nitrogênio atmosférico e baixo valor alimentar para o zooplâncton (LEWIS, 1976).

Quanto à herbivoria, pode-se dizer que as cianofíceas, em geral, costumam ser evitadas por apresentarem colônias de elevadas dimensões, por produzirem mucilagem e toxinas. Daí a razão de os organismos zooplanctônicos terem preferência por grupos mais palatáveis, principalmente clorofíceas e criptofíceas (PINTO-COELHO, 1983; BRANCO & SENNA, 1994). Cianobactérias que tendem a monopolizar o ambiente durante as florações, conseguem tal feito através da produção de substâncias que decrescem o desenvolvimento de outros grupos de algas (DUMONT, 1977).

A predominância de cianobactérias nos meses mais quentes do ano, em climas temperados, é explicada por uma melhor adaptação destes microorganismos a temperaturas mais elevadas, pela capacidade de captar a luz em comprimento de onda não utilizado por algas verdes, possibilidade de se desenvolverem em condições de

baixa relação N/P e reduzida concentração de C inorgânico dissolvido (WHITTON & POTTS, 2000).

As cianofíceas exigem concentrações de CO<sub>2</sub> menores no meio do que outros grupos de algas. Assim sendo, quando esse composto se torna deficiente, elas passam a predominar em relação às demais. Segundo KING (1970), o crescimento das cianofíceas passa a ser limitado quando as concentrações de CO<sub>2</sub> são inferiores a 2,5 micromoles por litro, enquanto que outros grupos de algas têm seu crescimento limitado em concentrações de 7,5 e até 30 micromoles por litro. Essa constitui uma explicação plausível para o fato de as cianofíceas – que são, geralmente, predominantes nos lagos eutróficos - serem menos freqüentes em lagoas de estabilização, a não ser quando são novas e ainda não contêm lodo bentônico. Dada a sua pequena profundidade, a proximidade entre o lodo e a zona de fotossíntese favoreceriam, nas lagoas de estabilização já maduras, o acesso de CO<sub>2</sub> às algas (BRANCO, 1978). Uma menor disponibilidade de CO<sub>2</sub> pode ter sido uma das causas pela qual as cianofíceas não tenham sido o grupo com maior densidade fitoplanctônica, uma vez que elas representaram apenas 24,42% da densidade fitoplanctônica total.

Cianofíceas freqüentemente tornam-se dominantes no final de outono em lagos rasos eutróficos. Contudo, o crescimento de populações planctônicas não depende da simultânea quantidade de nutrientes, e proporções destes na água do lago, em vez disso, é determinado pelo status do nutriente do sedimento e condições físicas que afetam a germinação (PADISÁK & DOKULIL, 1994). Neste estudo, verificou-se que a maior densidade de cianofíceas ocorreu do outono para o inverno, corroborando a observação feita pelo autor acima citado.

De acordo com VON SPERLING (1996), os principais gêneros encontrados nas LM são: *Oscillatoria*, *Phormidium*, *Microcystis* e *Anabaena*. Nas LM da ETE-UCS, além desses gêneros, também se destacaram: *Synechocystis* e *Chroococcus*. Segundo GLOYNA (1971), PEARSON & SILVA (1988) e UEHARA & VIDAL (1989), *Synechocystis* é um gênero normalmente encontrado nos efluentes de LM. Por outro lado, *Chroococcus* que não aparece na literatura como gênero típico de LM, neste estudo esteve representado por três espécies. Isso demonstra que as condições físico-químicas e climatológicas dessas LM foram adequadas para o seu desenvolvimento.

As Euglenophyceae apresentam-se como um dos mais importantes grupos de algas unicelulares continentais, desenvolvendo-se, principalmente, em águas com elevados teores de matéria orgânica, fósforo e nitrogênio (ROUND, 1983), destacando-se, por isso, em hidrobiologia aplicada, como excelentes indicadores de águas poluídas (PALMER, 1969).

PALMER (1959) catalogou as espécies de algas encontradas em todo o mundo, no que tange àquelas que habitam águas poluídas, após exame de informações colhidas por mais de 50 autores, compilou mais de 500 espécies. Destas, selecionou 45 como sendo as que proliferam em águas com elevada concentração de matéria orgânica. Dentre estas, selecionou *Lepocinclis ovum* e *Euglena gracilis*, que foram as espécies de euglenofíceas abundantes mais frequentes no período estudado.

Segundo ALVES-DA-SILVA & HAHN (2001), os gêneros flagelados pigmentados como *Euglena*, *Lepocinclis*, *Phacus*, *Strombomonas* e *Trachelomonas* destacam-se quanto à presença em biótopos rasos e ricos em matéria orgânica no Rio Grande do Sul, como açudes, reservatórios, rios e lagos. Todos esses gêneros foram encontrados no estudo em questão, sendo que o gênero *Euglena* foi o que apresentou a maior densidade dentre os flagelados.

As Bacillariophyceae requerem para o seu crescimento pouca quantidade de luz, baixas temperaturas, alta concentração de silício e turbulência para ficarem em suspensão (HUTCHINSON, 1967; SOMMER, 1988).

A taxa de afundamento do fitoplâncton está vinculada ao estado fisiológico das células através de uma função dependente das concentrações de nutrientes no meio externo. Se existe uma deficiência no ambiente, as células morrem, sendo então encontradas no sedimento. Aquelas que permanecem vivas podem ser ressuspensas durante uma tempestade, que causa uma mistura completa no lago. A população atinge senescência, quando um estado de deficiência persiste além de um certo tempo limiar. Neste caso, quando a taxa de afundamento é máxima, as diatomáceas depositam-se no sedimento onde vagorosamente morrem. As sobreviventes semearão o sistema através da ressuspensão das camadas superficiais do sedimento, provocada por um evento ambiental adverso. Além disso, após a mineralização da matéria orgânica depositada,



estes elementos minerais são disponibilizados na água na forma dissolvida, favorecendo o desenvolvimento e reprodução das espécies remanescentes (SALENÇON & THÉBAULT, 1996).

Grande parte das diatomáceas vive na superfície do sedimento, ou permanece na maior parte do tempo em contato com o fundo. Assim, essas se tornam potencialmente indicadoras dos eventos de ressuspensão, especialmente quando causados pelo vento em lagoas rasas (PADISÁK & DOKULIL, 1994).

As diatomáceas, incluindo algumas espécies de *Aulacoseira*, saturam a fotossíntese sob intensidades luminosas mais baixas, otimizando seu crescimento em épocas de menor incidência de radiação solar. Além disso, elas são mais bem adaptadas a crescer em baixas temperaturas do que várias espécies do fitoplâncton (SOMMER, 1988). Esse fato foi constatado neste estudo, visto que a maior densidade de diatomáceas aconteceu no outono e no inverno, época em que ocorre a entrada de frentes frias na região.

A falta de ventos fortes, as temperaturas mais elevadas e, provavelmente, a baixa concentração de sílica, devem ter sido os principais fatores que contribuíram para a pequena densidade de diatomáceas nas LM da ETE-UCS.

Entre as diatomáceas indicadoras de poluição de origem orgânica e que toleram condições eutróficas, destacam-se *Gomphonema parvulum* (SCHOEMAN, 1973; LOBO, CALLEGARO & HERMANY, 2002), *Nitzschia palea* (EVANS, 1958) e *Navicula cryptocephala* (SLÁDECEK, 1973). Essas três espécies também se fizeram presentes neste estudo, sendo que a espécie *Gomphonema parvulum* foi a mais abundante dentre elas.

O gênero *Surirella* foi o que apresentou a maior densidade dentre as diatomáceas. Esse gênero é representado por muitas espécies de águas salobras, algumas indicam águas limpas e outras são indicadoras de poluição por matéria orgânica, óleo, sais de ferro e resíduos de indústrias de papel (PALMER, 1962).

Por sua vez, *Surirella ovata* foi a espécie abundante mais freqüente, além de apresentar a maior densidade anual. Essa espécie vive em águas poluídas e pode indicar a presença de despejos de indústrias de celulose.

Segundo ZONOTELLI (2000), se a ocorrência de flagelados for desprezível em relação à alga verde *Chlorella* e se houver a presença de diatomáceas, isso indica eficiência de tratamento. Assim como se a ocorrência de cianobactérias for menor do que as algas verdes, isso indica baixa toxicidade do efluente. Todas essas ocorrências foram verificadas neste estudo, através da realização da análise qualitativa e quantitativa da comunidade fitoplanctônica; houve, portanto, uma eficiência no tratamento e uma baixa toxicidade no meio líquido das LM.

Na análise quantitativa do fitoplâncton, verificou-se que houve uma pequena diferença na densidade entre as estações amostradas, devido à pequena variação dos fatores ambientais analisados entre as mesmas.

Notou-se a ocorrência de um pequeno aumento na densidade da ELM1 em direção à SLM1. Isso ocorreu porque na ELM1 houve uma maior concentração de matéria orgânica que, quando decomposta pelas bactérias aeróbias, passou a liberar íons minerais rapidamente utilizados para o desenvolvimento do fitoplâncton na SLM1. Por sua vez, a densidade mostrou uma pequena diminuição em direção à SLM2, devido à menor disponibilidade de nutrientes, já que estes foram assimilados em maior quantidade pelo fitoplâncton na SLM1.

Na análise do dendrograma formado a partir dos dados de riqueza e abundância da comunidade fitoplanctônica, verificou-se a formação de dois grupos distintos, um formado pela ELM1 e a SLM1 e o outro formado pela SLM2. Notou-se que a riqueza e a abundância foram similares entre a ELM1 e a SLM1, porém diferiram da observada na SLM2. Essa diferença foi condicionada pelas variações existentes entre as variáveis ambientais da LM1 e da LM2 e pelo tempo de detenção hidráulica de cada LM.

O método de autoreamostragem (“bootstrap”), para avaliar o grau de estabilidade da amostra na análise da riqueza e da abundância, mostrou que a

probabilidade de que em 1.000 iterações ocorra a formação de dois grupos é de 100% de confiança.

### **7.3.1 Diversidade específica e equitabilidade**

A diversidade de formas fitoplanctônicas num ambiente aquático é função do número de espécies (riqueza) 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). Segundo este autor, as comunidades são formadas, na sua grande maioria, por um número relativamente pequeno de espécies representadas por muitos indivíduos ou, às vezes, por uma só espécie que domina absolutamente junto a um grande número de espécies com menor representação.

Segundo BRANCO (1991), em uma situação de equilíbrio ecológico, a vida na água se caracteriza por uma grande variedade de espécies, representadas, cada qual, por um número restrito de indivíduos. Ao contrário, em água eutrofizada observa-se uma espécie de especialização ou seleção de espécies, em que o meio passa a possuir baixa diversidade, mas representada por números extraordinários de indivíduos.

Neste estudo, as águas hipereutrofizadas das LM mostraram que o menor valor de diversidade total, ocorrido na SLM2, coincidiu com o maior valor de dominância total. Por sua vez, o menor valor de diversidade média por estação do ano, ocorrido na primavera, coincidiu com o maior valor de dominância. Isso corrobora o pressuposto do autor acima citado, onde uma diminuição na diversidade específica é acompanhada por uma dominância das espécies presentes.

De acordo com o princípio da exclusão competitiva, na ausência de distúrbios externos, somente as espécies mais adaptadas serão selecionadas, e somente poderão coexistir tantas espécies quantos forem os recursos limitantes. No entanto, na presença de algum distúrbio externo, a competição por um determinado recurso é interrompida, abrindo espaço para que outras espécies possam se estabelecer. Dependendo, entretanto,

da frequência e da intensidade do distúrbio, poderá ocorrer um aumento ou diminuição na diversidade do ambiente (SOMMER *et al.*, 1993).

O aumento na entrada de nutrientes, em especial nitrogênio e fósforo, inicialmente resulta num aumento da produtividade do fitoplâncton, com conseqüente mudança em seu padrão sazonal (RHODE, 1969). Nesta condição a comunidade fitoplanctônica passa a ser dominada por poucas espécies de alguns grupos melhor adaptados (MARGALEF, 1974). Esse fato foi constatado neste estudo, pois as concentrações de nitrogênio, e especialmente o fósforo, foram suficientemente altas para promover uma elevada produtividade do fitoplâncton, além de mostrar uma grande dominância de algumas espécies com melhor adaptação às condições reinantes no meio.

Conforme SCHÄFER (1984, 1985), os índices de diversidade não avaliam através da comparação de ocorrência de certas espécies em diferentes habitats, mas unicamente pelo grau de heterogeneidade de comunidades, em conseqüência da diversidade nas condições ambientais. Salienta, ainda, que a aplicação destes índices está baseada na hipótese de que os poluentes orgânicos empobrecem o meio pela predominância de poucos fatores, causando uma homogeneidade das comunidades pelo favorecimento de algumas espécies melhor adaptadas ou mais resistentes às condições criadas pela poluição. Essas espécies proliferam, resultando em um elevado número de indivíduos nessas poucas espécies. As demais espécies não resistem às novas condições ambientais, podendo vir a sucumbir. Isso conduz a um reduzido número total de espécies.

Esse fato foi constatado nas LM da ETE-UCS, onde se pôde observar uma certa homogeneidade nos índices de diversidade específica nas estações do ano. Por sua vez, a análise do teste t de “Student” mostrou que houve uma diferença significativa nos valores de diversidade entre as estações amostradas. No entanto, não se confirmou totalmente o postulado teórico do autor acima citado, de que o aumento da poluição conduz à baixa diversidade. Sugere-se que tal afirmativa não deva ser aplicada pelo menos quando a poluição for de natureza orgânica, ou cujas concentrações ainda não determinaram uma redução acentuada na diversidade específica, ou ocorrer a presença de muitas espécies em baixas densidades, ou tratar-se de fitoplâncton de regiões subtropicais.

Segundo MADURRAN (1988), o índice de Shannon-Wiener varia de 1,5 a 3,5, podendo raramente ultrapassar o valor de 4,5.

GARCIA DE EMILIANI (1979) *apud* DIAS Jr. (1990) afirma que baixos valores do índice de diversidade específica (menores que 2 bits/célula) são comuns em lagoas marginais cujo fitoplâncton é dominado por uma só espécie. Neste estudo, as diferenças mais significativas de diversidade ocorreram entre as amostras mensais (mínimo: 1,23 bits/ind e máximo: 2,71 bits/ind). Porém, a diversidade média total encontrada, no período estudado, nas LM da ETE-UCS foi de 2,98 bits/ind. Este valor é superior ao observado em lagoas marginais pelo autor acima citado, o que não caracteriza a diversidade das LM como sendo baixa.

Quando os indivíduos estão uniformemente distribuídos dentro da amostra, a equitabilidade aproxima-se de 1, sendo que este valor indica espécies igualmente abundantes no ambiente (PIELOU, 1966). Nas LM da ETE-UCS, a equitabilidade não foi elevada, pois todos os valores não se aproximaram de 1. Isso indica que as espécies não foram igualmente abundantes durante o período amostrado, ou seja, ocorreu um maior grau de dominância relativa de algumas espécies da assembléia em relação às demais.

Os índices de diversidade e equitabilidade apresentaram uma pequena diferença entre as estações do ano e entre as estações amostradas, porém revelaram uma maior diferença entre os meses amostrados. Os diferentes fatores ambientais atuantes sobre a comunidade fitoplanctônica, tais como concentração de nutrientes e precipitação pluviométrica pontuais, foram responsáveis pela flutuação dos referidos índices. Os valores relativamente baixos encontrados para essas variáveis refletiram respostas diretas da comunidade fitoplanctônica de acordo com as variáveis abióticas do meio.

#### **7.4 RELAÇÃO DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS COM A ESTRUTURA DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA**

O grau de influência das variáveis físico-químicas do ambiente sobre os organismos fitoplanctônicos está sujeito à interação de diferentes escalas de variação que vão desde o nível molecular até o global (WILLIAM *et al.*, 1993). O entendimento dessas inter-relações dos organismos com os fatores abióticos do meio e a possibilidade de predição das suas respostas ao nível de ecossistema constituem o maior desafio à ecologia (ACOT, 1990).

A comunidade fitoplanctônica consiste num agrupamento diversificado de espécies de algas da maioria dos grupos taxonômicos, a despeito das suas diferentes necessidades fisiológicas e tolerâncias variáveis aos fatores físicos e químicos do ambiente. O conhecimento das bases dessa coexistência e dos fatores que levam à sucessão sazonal das espécies é de suma importância, tanto para o conhecimento da comunidade fitoplanctônica como o da sua produtividade (WETZEL, 1983).

Em lagoas de baixa profundidade, as altas temperaturas e o regime de ventos resultam na mineralização acelerada dos nutrientes incorporados biologicamente, diminuindo o acúmulo de matéria orgânica nos sedimentos e aumentando a produtividade fitoplanctônica (ESTEVES *et al.*, 1984; LACERDA, 1986).

Nas lagoas de maturação, em ausência de ventos, que promovem a mistura da água, a população de algas tende a se estratificar muito pouco, estando normalmente presentes ao longo de toda a profundidade das mesmas. Sem uma banda concentrada de algas na superfície nas horas de insolação, que se moveria para cima e para baixo através da coluna d'água, em resposta às mudanças nas condições de incidência de luz, estas, provavelmente, não causam grandes flutuações na qualidade do efluente (DBO<sub>5</sub>, DQO, SS) durante o dia (MARA & PEARSON, 1986).

Nas LM da ETE-UCS, a inexpressiva ação do vento e os curtos períodos de estratificação térmica durante todo o ano, foram, provavelmente, os principais fatores responsáveis por esse padrão de distribuição vertical do fitoplâncton.

Segundo GEORGE & HEAVEY (1978), os fatores que afetam a distribuição horizontal do fitoplâncton são: 1) fatores que produzem modificações locais na taxa de crescimento da população (nutrientes, “grazing” e diferenças de temperatura) e 2) fatores que são responsáveis pela distribuição da população nas lagoas (movimentos causados pelo vento). Neste estudo, possivelmente a presença de nutrientes e as diferenças de temperatura tenham sido os principais fatores responsáveis pela distribuição horizontal do fitoplâncton.

A temperatura é um fator capital no rendimento da produção fotossintética de oxigênio e nas demais reações biológicas. A temperatura ótima para a produção de oxigênio é de 20°C e os limites mínimo e máximo se situam em 4°C e 35°C, sendo que acima de 35°C a capacidade de produção de oxigênio das algas se reduz e abaixo de 4°C a atividade bacteriana é reduzida (HESS, 1975). No período estudado, a temperatura média anual foi de 21,3°C, portanto, muito próxima da temperatura ótima para a produção de oxigênio.

O aumento da produtividade está relacionado com o aumento da taxa de reprodução dos organismos fitoplanctônicos e com o efeito da temperatura sobre o aumento da velocidade das reações fotoquímicas nas células clorofiladas (HARRIS, 1986).

Altos valores de produtividade primária obtidos no verão, podem ser atribuídos à alta eficiência fotossintética das algas, associado às condições nutricionais elevadas nesse período. Essa eficiência pode ser influenciada também pela fase de desenvolvimento da população das algas. Durante a fase de senescência, em geral, a população fitoplanctônica apresenta menor eficiência fotossintética do que na fase de crescimento (VIEIRA, 1975). No presente estudo, a alta produtividade primária ocorrida no verão está justificada pela baixa taxa de nitrogênio amoniacal e maior taxa de nitrato, o que mostra que o fitoplâncton utilizou primeiro o nitrogênio amoniacal, pois ele gasta menos energia para reduzir o nitrogênio e depois passou a usar o nitrato como fonte de nitrogênio. Além disso, os baixos valores de fósforo total e de condutividade elétrica - devido ao elevado consumo de nutrientes por parte do fitoplâncton -, a elevada concentração de clorofila *a*, a alta concentração de SST e SSV, a maior concentração de OD e o pH mais elevado devem explicar o fato.

Em águas temperadas a biomassa normalmente é mínima no inverno, quando ocorrem as menores temperaturas, atingindo o máximo no verão, quando as temperaturas são mais elevadas. De modo geral, as temperaturas mais elevadas estão associadas ao aumento no número de indivíduos do fitoplâncton, e conseqüente aumento da produtividade. No inverno, com temperaturas mais baixas, esse número tende a ser mais reduzido (STEVENSON *et al.*, 1996). No inverno as temperaturas foram mais baixas, assim como a densidade fitoplanctônica. Já no verão, as temperaturas foram mais altas, bem como a densidade fitoplanctônica. Sendo assim, o padrão da relação entre temperatura e número de indivíduos seguiu o proposto pelo autor citado anteriormente.

Diferenças na temperatura da água entre as diferentes estações do ano podem contribuir para uma maior heterogeneidade espacial da comunidade fitoplanctônica. As diatomáceas são encontradas a temperaturas entre 1,7°C e 24°C, estando a ótima temperatura entre 4,4°C e 15,5°C. As Chlorophyceae são mais abundantes no meio-verão, de 15,5°C a 26,6°C; as Cyanophyceae são encontradas no início de outono, de 21,1°C a 26,6°C (BABBITT *et al.*, 1973). Neste estudo, as diatomáceas ocorreram em maiores densidades no outono, onde a temperatura da água média foi de 17,3°C. As clorofíceas desenvolveram-se com maior densidade no outono e no verão, com temperaturas médias de 17,3°C e 27,1°C, respectivamente. Por sua vez, as cianofíceas apresentaram maior densidade no inverno e no verão, cujas temperaturas médias chegaram a 16,3°C e 27,1°C, respectivamente. Notou-se, portanto, que as temperaturas encontradas foram muito próximas daquelas sugeridas pelo autor supracitado. Isso mostra que a temperatura foi um fator favorável para o desenvolvimento dos grupos de algas acima referidas.

Segundo NOGUEIRA (1997), a floração de *Microcystis aeruginosa* é determinada pela estabilidade térmica do sistema, capacidade de flutuação das colônias em dias de calmarias ou de ventos fracos, baixa razão NT/PT, altos valores de pH e baixos valores de CO<sub>2</sub>. Neste estudo, verificou-se que no inverno ocorreu um maior desenvolvimento de *Microcystis aeruginosa*, provavelmente devido à maior disponibilidade de nutrientes, especialmente o fósforo, e à capacidade de flutuação desta alga que forma vacúolos de gás no interior da colônia, capacitando-a para um melhor aproveitamento de nutrientes disponíveis. Porém, foi no mês de julho, na ELM1, que



ocorreu um “bloom” da referida espécie. A temperatura da água de 14,5°C, elevada condutividade elétrica, ausência de nitrato, alto valor de nitrogênio amoniacal e uma elevada concentração de PT determinaram esse fenômeno.

De acordo com HESS (1975), se a temperatura das camadas superficiais da água das lagoas ultrapassar 30°C, haverá tendência para a predominância de algas azuis sobre as verdes. Somente em dezembro e janeiro, na SLM2, observou-se uma temperatura maior que 30°C. Porém, a maior densidade foi das algas verdes, o que não corrobora o presuposto do autor acima citado.

O mês de novembro parece ser um período crítico para as LM, pois temperaturas mais elevadas e baixa concentração de nutrientes nitrogenados levaram à diminuição da biomassa fitoplanctônica total, devido à morte de células das microalgas. Esse fitoplâncton senescente foi levado para as camadas mais profundas e, na própria coluna, pôde ser decomposto devido à ação de bactérias decompositoras e à alta temperatura. O crescimento ocorrido em dezembro, provavelmente seja, em parte, devido a essa mineralização de compostos orgânicos na própria coluna d’água, ficando o nutriente novamente disponível para as algas.

De acordo com TAILLING (1966), a inibição superficial das taxas de fotossíntese, que levam a uma diminuição na sua densidade populacional, pode ser causada pela sedimentação das células. Isso ocorre devido à possibilidade de as algas poderem utilizar mecanismos de controle da flutuação e da locomoção, para se estabelecerem em micro-habitats mais adequados para o seu desenvolvimento.

O mês de junho provavelmente foi o período no qual a comunidade fitoplanctônica esteve em seu máximo de equilíbrio fotoquímico e enzimático, ocorrendo, com isso, um maior aproveitamento de todos os recursos disponíveis no meio. Isso justifica a máxima densidade fitoplanctônica encontrada nas LM nesse mês.

As clorofíceas da ordem Chlorococcales desenvolvem-se melhor em águas pouco profundas, com baixa transparência e conseqüentemente maior turbidez (PHILIPPOSE, 1967). Como essas condições imperaram nas LM da ETE-UCS, provavelmente elas foram responsáveis pelo estabelecimento dos gêneros

*Planktosphaeria*, *Tetraedron*, *Ankistrodesmus*, *Kirchneriella*, *Tetrastrum*, *Micractinium*, *Scenedesmus*, *Chlorococcum*, etc.

Experiências realizadas com *Euglena gracilis* e com outras espécies de algas freqüentes, em lagoas de estabilização, revelam que apenas 5 a 7% do total de intensidade luminosa que chega às algas, em um dia claro, é suficiente para que estas fiquem saturadas de luz. Mesmo em dias de chuva a intensidade de luz pode ser superior ao limite de saturação. O excesso, além de não poder ser utilizado para fotossíntese, pode ser até mesmo prejudicial, causando amarelecimento das células por destruição da clorofila (OSWALD, 1953). O baixo percentual de luz de que as algas necessitam para ficarem saturadas dessa fonte de energia foi a condição básica para que ocorresse a hipereutrofização nas LM estudadas, uma vez que a transparência da água média anual foi de apenas 0,2 m.

A intensidade da luz solar e a densidade das algas determinam a profundidade de alcance da luz no interior das LM, ocasionando maior ou menor concentração de algas abaixo da superfície da mesma. De acordo com VENKATARAMAM & BECKER (1982) *apud* RODRIGUES (2000), nos níveis mais concentrados de dejetos, o crescimento algal é mais baixo ou nulo, porque a alta turbidez do meio reduz a penetração de luz, reduzindo a fotossíntese.

Segundo MARA & PEARSON (1986), flagelados dos gêneros *Chlamydomonas* e *Euglena* são mais abundantes em águas turvas de lagoas facultativas (aeróbias na superfície e anaeróbias no fundo) devido a sua mobilidade, que permite sua localização nas zonas mais iluminadas da superfície. Isso lhes confere vantagens na competição com as formas não móveis como *Scenedesmus*, *Chlorella* e *Micractinium*, que são mais abundantes em águas mais transparentes de lagoas de maturação. Esses últimos gêneros ocorreram nas LM da ETE-UCS, com destaque para *Chlorella*, que foi um dos gêneros mais abundantes da comunidade fitoplanctônica estudada.

A freqüência e o número de gêneros de flagelados são também influenciados pelo fotoperíodo. Segundo MELO *et al.* (1992) *apud* KÖNING (2000), existe uma predominância de flagelados no efluente das lagoas de maturação durante o dia, devido

a sua motilidade na coluna líquida, e à noite estes migram para o fundo da lagoa e desaparecem no efluente.

Conforme UEHARA & VIDAL (1989), as algas verdes conferem às lagoas uma coloração esverdeada indicando uma boa condição de funcionamento, estando sempre associadas a altos valores de pH. No presente estudo, a maior densidade de clorofíceas ocorreu no verão, coincidindo com os maiores valores de pH, o que comprova a observação feita pelo autor.

Segundo PHILIPSE (1967), as condições de neutralidade e alcalinidade são favoráveis ao desenvolvimento de um número bem maior de táxons de Chlorococcales do que em condições de acidez. Águas ligeiramente ácidas ou neutras (pH 6,2-7,1) e águas moderadamente alcalinas (pH 7,7-8,5) favorecem o desenvolvimento de grande número de táxons de Chlorococcales, tais como: *Ankistrodesmus*, *Kirchneriella*, *Micractinium*, *Scenedesmus*, *Tetraedron*, *Tetrastrum*, *Planktosphaeria*, *Chlorococcum*, etc. Os limites de pH (6,33 a 9,42) devem ter sido um dos fatores responsáveis pela presença desses táxons no período estudado.

TAILLING (1970) demonstrou que as algas apresentam diferentes tolerâncias ao pH da água e que, em pH levemente ácido, as clorofíceas levam vantagem sobre as demais algas. Esse padrão não se verificou neste estudo, pois nos meses de agosto, setembro e outubro, na LM1 e no mês de setembro, na LM2, onde o pH variou de 6,33 a 6,98, houve um predomínio na densidade das cianofíceas em relação às clorofíceas.

Conforme KELLNER & PIRES (1998), a floração de cianofíceas geralmente vem acompanhada de baixos valores de pH (< 6,5) e baixas concentrações de oxigênio (< 1,0 mg/L). Essa conjunção de parâmetros não foi observada no presente estudo, tendo sido, portanto, um dos fatores que inibiram a floração das cianofíceas.

De acordo com SILVA & MARA (1979), a produção de oxigênio pelas algas é máxima quando essas algas se acham na fase logarítmica de reprodução, e isso ocorre quando as condições de nutrição são favoráveis, especialmente em lagoas de estabilização, no que se refere ao fornecimento de carbono.

O grande crescimento de algas na superfície de lagoas de estabilização favorece a conversão de luz em calor (90%). A taxa de oxigênio liberado pela fotossíntese algal é variável de acordo com a composição das algas, que muda conforme a espécie e a idade, sendo influenciada também pela fonte de nitrogênio. Para algas com idade de 3 a 4 dias e que utilizam amônia como fonte de nitrogênio, o valor da taxa de oxigênio liberado pode variar de 1,5 a 3,5 g O<sub>2</sub> liberado/g algas sintetizadas (OSWALD, 1988). Durante a noite, as algas necessitam de oxigênio para respirar e os níveis de oxigênio dissolvido nas lagoas baixam a partir de 1h até o nascer do sol. Esses níveis são mais elevados das 14 h às 16 h, quando se tem o máximo de atividade fotossintética algal (CURTIS *et al.*, 1994). Como as amostragens foram realizadas entre 12 h e 14 h, portanto, a partir do limite inferior onde ocorre maior atividade fotossintética, encontrou-se uma concentração média anual de OD de 7,8 mg/L, o que, em se tratando de LM, estabelece uma boa condição aeróbia para o meio.

A grande abundância da *Chlorella* pode ser devido à presença do trifosfato de sódio, constituinte do detergente sintético, presente no esgoto doméstico, o qual estimula seu crescimento e a produção de um antibiótico (clorelina) que age contra bactérias e pode ser capaz de inibir o crescimento de outras algas (MARGALEF, 1983). Conforme BASSÈRES (1990) e ZULKIFLI (1992), a *Chlorella* prefere um meio com muita matéria orgânica, elevada concentração de oxigênio dissolvido e pH alcalino, além de utilizar preferencialmente a amônia em relação aos nitratos. A temperatura ótima para seu desenvolvimento é de 20°C (OSWALD, 1963), podendo dominar durante o período com menor energia solar e quando há menor predação (CANOVAS *et al.*, 1996). Essa microalga, ao liberar a clorelina - que dificulta o crescimento de outros grupos fitoplanctônicos - ao encontrar uma temperatura da água média anual de 21,3°C, elevada concentração de nitrogênio amoniacal média anual, pH alcalino e, provavelmente, uma pequena presença de predadores, foram os fatores que determinaram essa espécie como uma das abundantes e que permitiram obter um bom rendimento na depuração do efluente das LM da ETE-UCS, ao longo do período estudado.

Segundo PEARSON & KÖNING (1986), as algas podem representar até 70% de DBO<sub>5</sub> no efluente final. Considerando-se que as algas contribuem com 60 a 90% dos SSV (VON SPERLING, 1996) e que cada mg de sólidos suspensos é igual, em valores

médios, a 0,35 mg de DBO<sub>5</sub>, pode-se dizer que as algas na SLM2 foram responsáveis por 27 a 40% da DBO<sub>5</sub> Total média anual.

NOGUEIRA & MATSUMURA-TUNDISI (1996), estudando a represa de Monjolinho-SP, constataram que no período em que houve maior desenvolvimento do fitoplâncton, nos meses de outubro/novembro, ocorreu um decréscimo na concentração de nitrato e amônia, demonstrando que esses nutrientes estavam provavelmente incorporados à biomassa das algas neste período.

Nas LM da ETE-UCS, no mês de junho, ocorreu a maior densidade fitoplanctônica. Isso aconteceu devido à presença de uma elevada concentração de nitrogênio amoniacal, o que faz com que as algas, ao assimilá-lo, gastem menos energia para reduzir o nitrogênio.

O nitrogênio amoniacal pode atuar como inibidor da atividade fotossintética de algas quando em concentrações iguais ou superiores a 28 mg /L e o pH for superior a 8,1 (ABELIOVICH & AZOV, 1976; KÖNING, 2000). Segundo BASSÈRES (1990), esses fatores não afetam o desenvolvimento de *Chlorella sp.* Essa situação não deve ter ocorrido neste estudo, pois não houve tal associação entre o valor de pH e a concentração de amônia.

A classe Euglenophyceae constitui um grupo de algas que prefere ambientes enriquecidos organicamente, com altos teores de amônia e que, conseqüentemente, apresentam águas com baixa transparência. As euglenofíceas, além de constituírem, nestes ambientes, importantes componentes da cadeia alimentar, são contribuintes eficientes na degradação biológica da matéria orgânica, uma vez que além de absorverem diretamente a amônia são capazes de nutrir-se a partir de material orgânico particulado (XAVIER, 1985).

Nas LM da ETE-UCS, a maior densidade de euglenofíceas ocorreu no inverno, coincidindo com a maior concentração de nitrogênio amoniacal. Isso significa que houve uma boa disponibilidade desse nutriente para o desenvolvimento do referido grupo de algas nesse período.

Conforme MUNAVAR (1970) *apud* KÖNING (2000), a distribuição de *Euglena* sp, que utiliza somente amônia como fonte de nitrogênio, depende mais da elevada concentração deste composto que da matéria orgânica. No mês de julho, a maior concentração de nitrogênio amoniacal coincidiu com a maior densidade de *Euglena* sp. Salienta-se, ainda, que na ELM1 ocorreu a maior concentração de nitrogênio amoniacal, o que resultou na maior densidade desse gênero. Esses dados confirmam a afirmação do autor acima citado, de que um aumento na concentração de amônia resulta num aumento na densidade da *Euglena* sp.

De acordo com HORNER (1990) e VERCELLINO (2001), a baixa concentração de fósforo requerida pelas diatomáceas confere-lhes vantagem competitiva perante os demais grupos algais. A afirmação feita por esses autores confirmou-se, no presente estudo, já que a menor concentração de PT ocorreu no outono, época em que houve a maior densidade de diatomáceas.

CEBALLOS *et al.* (1998), estudando as algas como bioindicadores de nível trófico de ecossistemas lênticos, concluíram que o gênero *Scenedesmus* tem maior frequência em ambientes eutróficos e que a concentração ideal de fosfato para o seu crescimento é de 0,018 a 0,033 mg/L. Os valores de PT encontrados nas amostragens ficaram entre 1,20 e 11,60 mg/L, portanto muito acima dos valores de concentrações ideais para o desenvolvimento do *Scenedesmus*. Essa deve ter sido uma das razões pelas quais houve uma pequena densidade desse gênero nas LM estudadas.

As cianobactérias, assim como vários outros microorganismos fitoplanctônicos, têm mecanismos para armazenamento intracelular de fósforo. Isso permite o acúmulo de fosfato suficiente para 3-4 divisões celulares e, como consequência, uma célula pode se multiplicar dez vezes ou mais, mesmo quando o fosfato dissolvido já tenha sido completamente exaurido no meio externo. Por essa razão, a biomassa de cianobactéria, que pode ser produzida a partir do crescimento de uma biomassa já existente, não pode ser prevista apenas pelas concentrações de fosfato dissolvido (CHORUS & BARTRAM, 1999).

Segundo FERNANDES *et al.* (2005), existem alguns processos especiais de absorção de fósforo pelas algas, sob condições de déficit desse nutriente, dentre os quais citam-se:

- consumo em excesso (“luxury consumption”): mais fosfato é absorvido do que aquele requerido pela célula, e o seu excesso é estocado (cianobactérias filamentosas, diatomáceas);
- a enzima fosfatase alcalina é um éster que, por hidrólise, quebra a ligação entre fosfato e a molécula orgânica. O resultado é a liberação de fosfato disponível para o crescimento algal (clorofitas); e
- locomoção ativa na coluna d’água por meio de flagelos ou variação de densidade (vesículas) para “encontrar” microambientes com maior concentração de nutrientes (cianobactérias, clorofitas).

Esses mecanismos de absorção de fósforo pelas algas não devem ter ocorrido, ao menos em grande escala, uma vez que a concentração média anual de PT nas LM da ETE-UCS foi de 4,76 mg/L, o que é considerada elevada para ambientes dulcícolas.

Experimentos feitos por KIMBALL & KIMBALL (1977), com fósforo radioativo, sugerem que as plantas aquáticas podem competir com o fitoplâncton por fósforo. Isso pode ter ocorrido, especialmente na SLM1 e, em menor frequência, na ELM1 e SLM2, onde durante a maioria das amostragens houve a presença de macrófitas aquáticas, especialmente do gênero *Lemna*, vulgarmente chamada de lentilha d’água. De acordo com CORDAZZO & SEELIGER (1988), esta macrófita ocorre em regiões temperadas das Américas. Ela cresce flutuando em diversos corpos d’água, preferindo condições eutróficas. É um importante recurso alimentar para aves aquáticas, mas grandes infestações causam sombreamento para outros vegetais aquáticos submersos.

Instrumentos matemáticos, como a análise de regressão linear múltipla, podem ser de grande utilidade para ajudar a explicar ou pelo menos confirmar as relações entre variáveis ambientais bióticas e abióticas.

Na análise da regressão linear múltipla, verificou-se que a riqueza fitoplanctônica foi influenciada pelas variáveis DQO Total, DQO Solúvel e turbidez. Já a abundância foi influenciada pela temperatura da água e pela turbidez. Por sua vez, a diversidade específica sofreu influência da DBO<sub>5</sub> Total, DQO Total, DQO Solúvel e turbidez. Percebeu-se, portanto, que a turbidez foi a única variável que influenciou diretamente na riqueza, abundância e diversidade fitoplanctônica das LM da ETE-UCS. Isso ocorreu, provavelmente, porque essa variável reduz a penetração da luz na coluna d'água, fator que controla a temperatura e a fotossíntese, alterando, com isso, a estrutura da comunidade fitoplanctônica.



## 8 CONCLUSÕES

- A atividade fotossintética do fitoplâncton, bem como a taxa de reprodução dos organismos nas LM, foram reguladas, provavelmente, pela concentração de nutrientes no meio, variação sazonal de temperatura, precipitação pluviométrica na região e variação diária da disponibilidade da radiação luminosa.
- As variações nas concentrações de nitratos parecem estar na dependência dos processos de nitrificação e desnitrificação, enquanto as variações dos fosfatos sugerem a ocorrência de uma aceleração dos processos de mineralização na coluna d'água, alternados com a rápida utilização desse elemento pela atividade fotossintética do fitoplâncton.
- Houve uma redução temporal das concentrações de amônia, principalmente devido à incorporação deste nutriente na biomassa algal, no processo de nitrificação e, em pequena parcela, devido ao fenômeno de volatilização, uma vez que o pH para que isso ocorra deve ficar acima de 9,0, situação que raramente ocorreu.
- A remoção de nutrientes, como nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e fósforo nas LM, foi decorrente da sua assimilação pelas algas e também, em parte, pela precipitação do fósforo em 37% das amostragens, devido à elevação do pH ( $> 8,0$ ).
- Os elevados valores de condutividade elétrica, PT, clorofila *a*, clorofíceas, densidade fitoplanctônica e os baixos valores de transparência da água, caracterizaram o ambiente de estudo como sendo hipereutrófico.
- Em alguns casos, o teor de clorofila *a* apresentou um padrão de variação independente ao da densidade de organismos fitoplanctônicos, o que é um problema geral na relação

entre estas variáveis, pois presença de clorofila não significa necessariamente atividade e alguns grupos tem diferentes concentrações deste pigmento.

- Na análise qualitativa, a comunidade fitoplanctônica foi composta por 242 táxons, representados pelas divisões Chlorophyta, com 48 gêneros, Euglenophyta, com 5 gêneros, Cyanophyta, com 17 gêneros e Heterokontophyta, com 12 gêneros.
- Na análise quantitativa, a comunidade fitoplanctônica foi composta por 174 táxons, representados pelas divisões Chlorophyta, com 29 gêneros, Euglenophyta, com 5 gêneros, Cyanophyta, com 15 gêneros e Heterokontophyta, com 10 gêneros.
- A comunidade fitoplanctônica mostrou-se distinta entre as diferentes estações do ano. Na primavera predominaram as zignematofíceas; no verão e no outono, as clorofíceas. Por sua vez, as bacilariofíceas foram mais representativas numericamente no outono e as cianofíceas no inverno e no verão. Por fim, as euglenofíceas predominaram no inverno.
- Os gêneros que apresentaram a maior densidade anual, dentre as classes estudadas, foram: *Chlamydomonas*, *Synechocystis*, *Surirella*, *Euglena* e *Cosmarium*. Por sua vez, as espécies que apresentaram a maior densidade anual, dentre os gêneros encontrados, foram: *Chlorella miniata*, *Synechocystis aquatilis*, *Surirella ovata*, *Lepocinclis fusiformis* e *Cosmarium* sp c.
- A comunidade fitoplanctônica apresentou um ciclo sazonal característico, com maiores densidades no outono e no verão, em épocas com temperaturas mais elevadas, maior concentração de OD e maior concentração de nitrato. Por sua vez, as menores densidades ocorreram na primavera e inverno, sendo que os fatores que limitaram o crescimento do fitoplâncton foram, provavelmente, o clima, a baixa transparência da água e a baixa concentração de nitrato.
- Os valores de riqueza não apresentaram diferenças significativas entre as estações do ano e entre as estações de amostragem, mas sim entre os meses amostrados.

- A análise de rarefação mostrou que o número esperado de espécies em relação ao número de indivíduos amostrados, para cada estação de amostragem, ficou dentro do limite de confiança desejado (95%). Portanto, houve suficiência amostral.
- Os índices de diversidade e equitabilidade apresentaram uma pequena diferença entre as estações do ano e entre as estações amostradas, porém revelaram uma maior diferença entre os meses amostrados.
- Na análise de agrupamento, tanto a riqueza quanto a abundância de indivíduos encontradas na ELM1 e SLM1, foram similares entre si, porém diferiram da encontrada na SLM2. Essa diferença foi determinada pelas variações existentes entre as variáveis ambientais da LM1 e da LM2 e pelo tempo de detenção hidráulica de cada LM.
- As análises das correlações lineares entre as variáveis limnológicas, mostraram um grande número de correlações significativas ( $p < 0,05$ ), o que explica a elevada complexidade e grande inter-relação entre estas variáveis no funcionamento das LM.
- Na análise da regressão linear múltipla, verificou-se que a turbidez foi a única variável que influenciou na riqueza, abundância e diversidade fitoplanctônica. Isso ocorreu, porque esse parâmetro reduz a penetração da luz na coluna d'água, fator que controla a temperatura e a fotossíntese, alterando, assim, a estrutura da comunidade fitoplanctônica.
- O efluente do sistema de lagoas de estabilização pode ser aplicado à agricultura desde que seja observada a qualidade microbiológica, já que é rico em nutrientes (N e P).

## 9 SUGESTÕES

- Monitorar sistematicamente as células biológicas do sistema de tratamento de esgoto, para que ocorra um melhor funcionamento do sistema de lagoas de estabilização da ETE-UCS.
- Realizar medições periódicas da produção primária, de preferência semanalmente, com a utilização do método do oxigênio ou a técnica do carbono 14.
- Estudar o fracionamento do fitoplâncton, procurando verificar a contribuição do micro e do nanofitoplâncton à produção total de matéria orgânica.
- Estudar a sucessão fitoplanctônica com períodos de amostragem semanais, restringindo-se às espécies quantitativamente mais representativas.
- Realizar bio-ensaios para melhor esclarecer os efeitos das variações da concentração de nitrogênio e de fósforo sobre as principais espécies do fitoplâncton.
- Utilizar diferentes tipos de substratos artificiais, em lagoas de estabilização de ETE, para verificar a eficiência de remoção de nutrientes e microorganismos da coluna d'água e do efluente.

## 10 BIBLIOGRAFIA

- ABELE, L.G. & WALTERS, K. (1979). The stability-time hypothesis: Reevaluation of the data. **American Naturalist**, **114**: 559-568.
- ABELIOVICH, A. & AZOV, Y. (1976), Toxicity of ammonia to algae sewage oxidation ponds. **Appl. Environment Microbiology**, **6** (31): 801-806.
- ACOT, P. (1990). **A História da Ecologia**. 1ª ed. Rio de Janeiro, Ed. Campus. 215p.
- ALEIXO, R. de C. (1981). **Fatores ecológicos, concentração de clorofila *a* e feofitina em cinco lagos do Vale do Rio Doce, MG: estudo comparativo**. São Carlos, SP / UFSCar. 220p. (Dissertação).
- ALVES-DA-SILVA, S.M. & TORRES, J.R. (1994). Estudo Taxonômico de gênero *Phacus* Duj. (Euglenaceae) no Parque Zoológico, Sapucaia do Sul e no Jardim Botânico, Porto Alegre, Rio Grande do Sul. **Iheringia**. Série Botânica, Porto Alegre, 44: 45-83.
- ALVES-DA-SILVA, S.M. & HAHN, A.T. (2001). Lista das Euglenophyta registradas em ambientes de águas continentais e costeiras do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia**. Série Botânica, Porto Alegre, 55:171-188.
- ALVES-DA-SILVA, S.M. & BRIDI, F.C. (2004). 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.
- APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (1995). **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**. 19<sup>st</sup>. Washington D.C. 1134p.
- ARCEIVALA, S.J. (1981). **Wastewater treatment and disposal**. Marcel Dekker, New York. 892p.
- AUERSWALD, W.A. (1979). **Estudo de lagoas facultativas na região nordeste do Brasil**. Campina Grande, PB, UFPB. (Dissertação)
- BABBITT, H.E.; DOLAND, J.J. & CLEASBY, J.L. (1973). **Abastecimento de Água**. Trad. de Zadir Castelo Branco. São Paulo, Ed. Edgard Blücher. 592p.

- BARTHEL, L.; RANGEL, A.; OLIVEIRA, P.A.V. de & COSTA, R.H.R. (2004). Tratamento de dejetos suínos em lagoa de alta taxa e lagoa de maturação – estudo de fitoplâncton e zooplâncton. **IV Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental**. Porto Alegre, RS. 24 a 26 de maio de 2004.
- BASSÈRES, A. (1990). **Performance des microphytes et des macrophytes dans l'épuration d'effluents organiques a forte charge em ammoniacque**. Toulouse, France, Université Paul Sebatier. 298p. (Thèse)
- BEAL, L.L.; PANAROTTO, C.T. & FINKLER, R. (2003). Performance de um sistema de lagoas em clima subtropical. **22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Joinville, SC. 14 a 19 de setembro.
- BENTO, A.P.; RIBEIRO, L.F. & SARTORATO, J. (2002). Wastewater usina stabilization ponds: Florianópolis experience, south of Brazil. In: **International Iwa Specialist Group Conference on Waste Stabilization ponds, 5.**, Auckland, New Zealand. Auckland, New Zealand: pond Technology for the New Millenium. p. 679-684.
- BICUDO, C.E.M. & BICUDO, R.T.M. (1970). **Algas de Águas Continentais Brasileiras. Chave ilustrada para a identificação de gêneros**. São Paulo: FUNBEC. 228p.
- BOURRELLY, P. (1968). **Les algues d'eau douce. Initiation à la sistematique. II. Les algues jaunes et brunes. Chrysophycées, Phéophycées, Xantophycées et Diatomées**. Paris. Nouvelle Boubée & Cie. 438p.
- BOURRELLY, P. (1970). **Les algues d'eau douce. Initiation à la sistematique. III Les algues blues et rouges. Les Eugléniens, Peridiniens et Cryptomonadines**. Paris. Nouvelle Boubée & Cie. 512p.
- BOURRELLY, P. (1972). **Les algues d'eau douce. Initiation à la sistematique. I. Les algues vertes**. Paris. Nouvelle Boubée & Cie. 572p.
- BRANCO, C.W.C. (1991). **A comunidade fitoplanctônica e a qualidade da água no Lago Paranoá, Brasília, DF, Brasil**. Brasília, DF. 341p. (Dissertação)
- BRANCO, C.W.C. & SENNA, P.A. (1994). Factors influencing the development of *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Microcystis aeruginosa* in the Paranoá Reservoir, Brasília, Brazil. **Algological Studies**, **75**: 85-96.
- BRANCO, S.M. (1978). **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**, 2ª ed: São Paulo. CETESB. 620p.
- BRUGALLI, A.M. (1982). **Caxias do Sul: Dados e Números**. Caxias do Sul, Câmara de Indústria e Comércio de Caxias do Sul, EDUCS. 107 p.
- BRYANT, C.W. (1995). A simple method for analysis of the performance of aerated wastewater lagoons, **Wat. Sci. & Tech.**, **12** (31): 211-218.

- CANOVAS, S.; PICOT, B.; CASELLAS, C.; ZULKIFLI, H.; DUBOIS, A. & BONTOUX, J. (1996). Seasonal development of phytoplankton in a high-rate algal pond. **Wat. Sci. Tech.**, **7** (33): 199-206.
- CEBALLOS, B.S.O.; DINIZ, C.R. & KÖNING, A. (1998). Algas como bioindicadores do nível trófico de ecossistemas lênticos do semi-árido paraibano. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, **3** (2): 137-145.
- CHORUS. I. & BARTRAM, J. (1999). **Toxic cyanobacteria: in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management**. E & FNSpon. New York and London. 416p.
- CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente) (2005). **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Brasília. Brasil.
- CORDAZZO, C.V. & SEELIGER, U. (1988). **Guia ilustrado da vegetação costeira no extremo sul do Brasil**. Rio Grande, FURG. 275 p.
- CORTE-REAL, M. & AGUIAR, L.W. (1972). Diatomáceas do Arroio Dilúvio, Porto Alegre, RS, com referência às espécies de interesse sanitário e poluição. **Iheringia**. Série Botânica, Porto Alegre (16): 15-54.
- COSTA, J.C.F. (1995). Diatomáceas (Bacillariophyceae) da Reserva Biológica do Poço das Antas, município de Silva Jardim, Rio de Janeiro, Brasil. **Iheringia**. Série Botânica, Porto Alegre, 46: 57-143.
- CURTIS, T.P.; MARA, D.D.; DIXO, N.G.H. & SILVA, S. A. (1994). Light penetration in waste stabilization ponds. **Wat. Res.**, **5** (28): 1031-1038.
- DIAS, C. Jr. (1990). **Ciclo anual do fitoplâncton e algumas variáveis ambientais na Lagoa do Infernã, São Paulo**. São Carlos, São Paulo, UFSCar.110 p. (Mestrado)
- DUMONT, H.J. (1977). Biotic factors in the population dynamics of rotifers. **Archiv fur Hydrobiologie. Beiheft. Ergebnisse der Limnologie**, **8**: 98-122.
- EGBORGE, A.B.M. (1979). Observations on the diurnal changes in some physico-chemical variables of Lake Asejire – A new impoundment in Nigeria. **Pol. Arch. Hydrobiol.** **26** (3): 301-311.
- ESTEVES, F. de A.; ISHII, I.H. & CAMARGO, A.F.M. (1984). Pesquisas limnológicas em 14 lagoas do estado do Rio de Janeiro e suas implicações no metabolismo destes ecossistemas. **Acta Limnol. Brasil.**, **2**: 99-127.
- ESTEVES, F. de A. (1988). **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro, Interciência/FINEP. 575p.
- EVANS, J.H. (1958). The survival of freshwater algae during dry periods. Part. I. An investigation of the algae of five small ponds. **J. Ecol.**, London, **46**: 149-167.

- FALCO, P.B.; CALIJURI, M. C. ; GRANADO, D. C.; HOEPPNER, A.F. & MIWA, A. C. P. (2003). Estudo da variação diária de parâmetros físico-químicos e biológicos em sistema de lagoas de estabilização. **22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Joinville, SC. 14 a 19 de setembro.
- FERNANDES, L.F.; LAGOS, P.D.; WOSIAK, A.C.; PACHECO, C.V.; DOMINGUES, L.; ALVES, L.Z.; COQUEMALA, V. (2005). Comunidades Fitoplanctônicas em Ambientes Lênticos. In: ANDREOLI, C.V.; CARNEIRO, C. **Gestão Integrada de Mananciais de Abastecimento Eutrofizados**. Ed. Graf. Capital Ltda, Curitiba. 500p.
- FLORES, G.V. (1972). Lista de gêneros de Chlorophyta de um lago artificial de Porto Alegre, RS – Brasil. **Iheringia**. Série Botânica, Porto Alegre, 16: 9-14.
- FOGG, G.E. (1975). **Algal Cultures and phytoplankton ecology**. Medison, The University of Wisconsin Press. 175p.
- FÖRSTER, K. (1969): Amazonische Desmidiaceen, 1. Teil: Areal Santarém. – **Amazoniana**, 2 (1/2): 5-232.
- FÖRSTER, K. (1974): Amazonische Desmidiaceen, 2. Teil: Areal Maués – Abacaxis. – **Amazoniana**, 5 (2): 135-242.
- FRENGUELLI, J. (1942). Diatomeas del Neuquén (Patagonia). **Rev. Mus. La Plata**, Sección Botânica, La Plata, 5 (20): 73-219.
- GEORGE, D.G. & HEAVEY, S.I. (1978). Factors influencing the spacial distribution of phytoplankton in a small productive lake. **J. Ecol.**, 63: 133-155.
- GERMAIN, H. (1981). **Flore des Diatomées – Diatomophycées**. Paris, Société Nouvelle des Éditions Boubée. 444p.
- GLOYNA, E.F. (1971). **Waste stabilization ponds**. World Health Organization, Monograph Series, Number 60.
- GOMES, L.A.; PEDROZA, M.M.; LIMA, M.G.S.; ARAÚJO, G.M. & SANTOS, F.F. (2003). Análises das concentrações de nitrogênio amoniacal e ortofosfato solúvel em um sistema de lagoas de estabilização em série, localizada no município de Juazeiro do Norte, CE. **22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Joinville, SC. 14 a 19 de setembro.
- GÓMEZ, N. & BAUER, D.F. (2000). Diversidade fitoplanctonica em la franja costera sur del rio de la Plata. **Biología Acuática**, 19: 7-26.
- HAMMER, O.; HARPER, D.A.T. & RYAN, P.D. (2001). PAST: Palaeontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. **Paleontologia Electronica** 4 (1): 9p.
- HAPPEY-WOOD, C.M. (1988). Ecology of freshwater planktonic green algae. In C.D. sandgreen (ed.). **Growth and survival strategies of freshwater phytoplankton**. Cambridge University. Press, Cambridge. p.175-226.



- HARRIS, G.P. (1986). **Phytoplankton ecology: structure, function and fluctuation**. New York, Chapman and Hall. 500p.
- HELLAWELL, J.M. (1989). **Biological indicators of freshwater pollution and environmental management**. Elsevier Applied Science, London. 546p.
- HENRY, R. & LOPES, C.A.de M. (1978). Estudos ecológicos na represa do Rio Pardo (Botucatu, SP, Brasil). III. "Standing-stock", variação anual e distribuição vertical de bactérias coliformes e *Escherichia coli*. **O Biológico**, **44**: 183-188.
- HESS, M.L. (1975). **Lagoas aeróbias**. In: CETESB. Lagoas de estabilização, 2ª ed., São Paulo. 241p.
- HINO, K. (1979). **Análise qualitativa e quantitativa do microfitoplâncton da Represa do Lobo ("Broa")**. São Carlos – SP. São Carlos, SP, UFSCar. 119p. (Dissertação)
- HOECK, C.V. Den.; MANN, D.G. & JAHNS, H.M. (1995). **Algae: An introduction to phycology**. Cambridge: Cambridge University. 627p.
- HORNER, R.R. (1990). Responses of periphyton to changes in current velocity suspended sediment and phosphorus concentration. **Freshw. Biol.**, Oxford, **24**: 215-232.
- HUBER-PESTALOZZI, G. (1961). Das Phytoplankton des Süßwassers: Systematik und Biologie (Chlorophyceae – Volvocales). In: Thienemann, A. **Die Binnengewässer**. Stuttgart, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Band 16, Teil 5. 744p.
- HUTCHINSON, G.E. (1967). **A treatise on limnology.II. Introduction to lake biology and the limnoplankton**. New York, John Wiley & Sons, Inc.. 1115p.
- HUTCHINSON, G.E. (1975). **A Treatise on Limnology. Vol. I (1 e 2) Geography, Physics and Chemistry of Lakes**. 2 end. New York, Wiley Interscience Publication. 554p.
- JORDÃO, E.P. & PESSÔA, C.A. (1995). **Tratamento de esgotos domésticos**. Vol. I, 3ª. Ed., Rio de Janeiro ABES/BNH. 683p.
- KELLNER, E. & PIRES, E.C. (1998). **Lagoas de estabilização: projeto e operação**. Rio de Janeiro: ABES. 244p.
- KIMBALL, K.D. & KIMBALL, J.F. (1977). Seasonal phytoplankton variations in the shallow Pahlavi Mordab, Iran. **Hydrobiologia**, **55** (1): 49-53.
- KIMMEL, B.L. & LIND, O.T. (1972). Factors affecting phytoplankton production in a eutrophic reservoir. **Archiv. Für Hydrobiologie**, Stuttgart, **71** (2): 124-141.
- KING, D.L. (1970). The role of carbon in entrophication. **Journal of Water Pollution Control Fed.**, E.U.A..

- KÖNING, A.; CEBALLOS, B.S.O.; FLORENTINO, I.Q.B.; FREITAS, V.L.B. (1991). Avaliações do ciclo diário de parâmetros físico-químicos e microbiológicos em um sistema de lagoas de estabilização em escala real. In: **16º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Goiânia, GO. Anais. Rio de Janeiro, ABES, 2: 20-36.
- KÖNING, A. (2000). Biología de las lagunas de estabilización; algas. In: MENDONÇA, S.R. (Coord.). **Sistemas de lagunas de estabilización: como utilizar águas residuales tratadas em sistemas de regadio**. [s.i.]: McGraw Hill. p.44-67.
- KÖNING, A.; CEBALLOS, B.S.O. & CAVALCANTI, L.E.G. (2002). Pre-evaluation of real scale WSP performance in Northeast of Brazil. In: **Internacional Iwa Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds**, 5., Auckland, New Zealand. New Zealand: pond Technology for the New Millenium. p.61-68.
- KONRATH, J. (1995). **Flutuação temporal da taxa de fixação de carbono particulado, estrutura do fitoplâncton e fatores ambientais de uma lagoa costeira eutrófica (Lagoa Caconde, Osório/RS)**. Porto Alegre, RS, UFRGS. 134p. (Mestrado)
- KOPITOPOULOS, D. (2000). Situación del tratamiento de águas residuales em América Central. In: **Conferência Latino Americana em Lagunas de Estabilizacion y Reuso**, 1., Santiago de Cali, Colombia: [s.n]. p.1-18.
- KRATZER, C.R. & BREZONIK, P.L. (1981). A carbon-type trophic state index for nitrogen in Florida lakes. **Water Resources Bulletin**, 4 (17): 713-715.
- LACERDA, L.D. de (1986). Pesquisas brasileiras sobre ciclagem de nutrientes em ecossistemas costeiros: identificação de prioridades. **Acta Limnol. Brasil**, 1: 3-27.
- LEGENDRE, L. & LEGENDRE, R. (1984). **Écologie numérique**. Tome I: Lê traitement multiple dès donnés écologiques. Paris, Masson. 260 p.
- LEWIS, W.M., Jr. (1976). Surface/volume ratio: implications for phytoplankton morphology. **Science**, 192: 885-887.
- LOBO, E.A. & LEIGHTON, G. (1986). Estructuras Comunitárias de las fitocenoses planctônicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. **Rev. Biol. Mar.**, 22 (1): 1-29.
- LOBO, E.A.; CALLEGARO, V.L.M. & HERMANY, G. (2002). **Utilização de algas diatomáceas epilíticas como organismos bioindicadores, com especial enfoque à problemática da eutrofização de sistemas lóticos sul brasileiros, RS, Brasil**. Santa Cruz do Sul: Edunisc.
- LUDOVICE, M.L.; QUEIROZ, T.R.; NEDER, K.D. & SOUZA, M.A.A. (2001). Sólidos suspensos como indicador da densidade de algas em lagoas de estabilização. In: **21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Porto Alegre. Brasil.

- LUND, J. W.G.; KIPLIND, C. & LECREN, F.D. (1958). The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimating by counting. **Hydrobiologia**, **11**: 143-170.
- LUND, J.W.G. (1965). The ecology of the fresh water phytoplankton. **Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society**, London, **40**: 231-293.
- MADURRAN, A.E. (1988). **Ecological diversity and its measurement**. London, Croom Helm.179p.
- MAEKAWA, T.; LIAO, C.M. & FENG, X.D. (1995). Nitrogen and phosphorus removal for swine wastewater using intermittent aeration batch reactor followed by ammonium crystallization process. **Wat. Res.**, **12** (29): 2643-2650.
- MANTILLA, M.G.; MOELLER, C.G. & FLORES, B.R. (2002). The performance of waste stabilization ponds systems in Mexico. In: **Internacional Iwa Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds**, 5., Auckland, New Zealand. Auckland, New Zealand: Pond Tecnology for the New Millenium. p.69-74.
- MARA, D.D. & PEARSON, H.W. (1986). Artificial freshwater environmental: waste stalilization ponds. **Biotechnology**, **8**: 177-206.
- MARA, D.D. & PEARSON, H.W. (1987). **Waste stabilization ponds**. Copenhagen, World Health Organization. 53p.
- MARA, D.D. & PEARSON, H.W. (1998). **Design manual for waste stabilization ponds in Mediterranean Countries**. European Investment Bank, Mediterranean Environmental Technic assistance Programme. Leeds, England: Lagoons technology International. 112p.
- MARA, D.D. & SILVA, S.A. (1979). Sewage treatment in waste stabilization ponds. Recent research in northeast Brazil. **Progress Water Technology**, **11**: 341-344.
- MARGALEF, R. (1974). **Ecologia**. Barcelona. Omega. 951p.
- MARGALEF, R. (1978). Life-forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environment. **Acta Oceanologica**, **4** (1): 493-509.
- MARGALEF, R. (1983). **Limnologia**. Barcelona. Omega. 1010p.
- Mc ALEECE, N. (1997). **Programa Biodiversity Pro versão 5.1**.
- MEDEIROS, M.L.M.; XAVIER, C.F.; BRUNKOW, R.F.; DOMINGUES, L.L.; WOSIACK, A.C. & ANDRADE, E.F. (2003). Avaliação da flutuação da concentração da biomassa fitoplanctônica no reservatório do Irai, através da clorofila *a*. **IV Seminário do Projeto Interdisciplinar sobre Eutrofização das Águas de Abastecimento Público na Bacia do Altíssimo Iguaçu**. Curitiba – Paraná, 18 e 19 de novembro de 2003. p.40-42.
- MENDONÇA, S.R. (1990). **Lagoas de estabilização e aeradas mecanicamente: novos conceitos**. João Pessoa, PB. 388p.

- MENDONÇA, S.R. (2000). Lagunas de estabilizacion. In: Mendonça, S.R. (2000). **Sistemas de lagunas de estabilizacion – como utilizar águas residuales tratadas em sistemas de regadio**. McGraw-Hill. 370p.
- MENEZES, M. (1989). Contribuição ao conhecimento das algas do gênero *Euglena* (Euglenophyceae) no município do Rio de Janeiro e arredores, Brasil. **Acta bot. Bras.**, 3 (1): 49-90.
- METCALF & EDDY. (1991). **Wastewater Engeneering: Treatment, Disposal, Reuse**. 3<sup>rd</sup> ed, McGraw-Hill Book Company. New York.
- MOERSIDIK, S.S. (1992). **Traitment des eaux usées par lagunage à haut rendement: gestion de l'écosystème et comparaison des performances épuratoires avec un lagunage** contaminants of surface water: research and monitoring priorities. Springer-Verlag. Springer Series on Environmental Management. New York. 334p. Traditionnel. Montpellier, France, Université Montpellier I. 209p. (Thèse)
- MOORE, J.W. (1991). **Inorganic contaminants of surface water: research and monitoring priorities**. Springer-Verlag. Springer Series on Environmental Management. New York. 334p.
- MUTTAMARA, S & PUETPAIBOON, U. (1995). Nitrogen removals in baffled waste stabilization ponds. In: **3<sup>rd</sup> IAWQ International Specialist Conference and Workshop, Waste Stabilization Ponds Technology na Aplications**. João Pessoa, PB. 27 – 31 de março de 1995.
- NALEWAYKO, C. & LEAN, D.R.S. (1980). **Phosphorus**. Ed. In: MORRIS, I., ed. *Physiological ecology of Phytoplankton*, Boston, Blackwell. p.235-257.
- NASCIMENTO, J.R.S.; MONTEGGIA, L.O. & GOMES, R.J. (2000). Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios em lagoas de alta taxa de produção de algas. **XXVII Congresso Interamericano de Ingenieria Sanitária y Ambiental**. Porto Alegre. Brasil.
- NOGUEIRA, M.G. & MATSUMURA – TUNDISI, T. (1996). Limnologia de um sistema artificial raso (Represa do Monjolino - São Carlos, SP). Dinâmica das populações planctônicas. **Acta Limnológica Brasiliensia**, São Paulo, 8: 149-168.
- NOGUEIRA, M.M.C. (1997). **Dinâmica populacional de *Microcystis aeruginosa* Kutzing (Cyanophyceae/Cyanobacteria) ao longo de um ano no Lago das Garças, São Paulo, SP, Brasil**. Rio Claro, SP, UNESP. (Dissertação)
- OECD (1982). **Organisation for Economic Co-operation and Development. Eutrophication of waters: Monitoring/Assessment and Control**. OECD. Paris. 154p.
- OESTREICH, A.M.E. (1989). **Uma avaliação da eficiência das lagoas de estabilização implantadas no Estado do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre, RS, IPH/UFRGS. 230 p. (Dissertação)

- OHMORI, M. (1978). Nitrite excretion by a blue-green alga *Oscillatoria rubescens* D.C. **Arch. Hydrobiol.**, **83** (4): 485-493.
- OSWALD, W.J. (1953). Algae symbiosis in oxidation ponds. III – Photosynthetic oxygenation: **Sewage and Industrial Wastes**, **25**: 692-705.
- OSWALD, W.J. (1963). The high-rate pond in waste disposal. **Developments in Industrial Microbiology**, **4**: 112-119.
- OSWALD, W.J. (1988). Large-scale culture systems (engineering aspects). In: OSWALD, W.J.. **Micro-algae. Biotechnology**. Cambridge. Cambridge University. p.35-394.
- PADISÁK, J. & DOKULIL, M. (1994). Meroplankton dynamics in a saline, turbulent, turbid shallow lake (Neusiedlersee, Austria and Hungary). **Hydrobiologia**, **289** (1-3): 23-42.
- PALMER, C.M. (1959). **Algae in Water Supplies**. U. S. Department of Health, Education, and Welfare, E.U.A..
- PALMER, C.M. (1962). **Algas em abastecimento de água**. México, Ed. Interamericana. 91p.
- PALMER, C.M. (1969). A composite rating of algae tolerating organic pollution. **J. Phycol.**, Lawrence, **5**: 78-82.
- PAN, Y. & LOWE, R.L. (1994). Independence and interactive effects of nutrients and grazers on benthic algal community structure. **Hydrobiologia**, **291**: 201-209.
- PAPPAS, J.L. & STOERMER, E.F. (1996). Quantitative method for determining a representative algal sample count. **J. Phycol.**, **32**: 693-696.
- PARRA, O.O. & GONZÁLEZ, M. (1978). Freshwater Algae of Chiloé Island, Chile. Universidade de Concepción. **Nova Hedwigia**, Band xxx, Braunschweig. p.873-924.
- PARRA, O.O.; GONZÁLEZ, M & DELLAROSA, V. (1983). **Manual taxonômico del fitoplancton de aguas continentales. V – Chlorophyceae**. Concepcion. 151p.
- PARSONS, T.R.; TAKAHASHI, M. & HARGRAVE, B. (1977). **Biological Oceanography Process**. 2<sup>nd</sup> Ed. Pergamon Presss. Oxford. 332p.
- PATRICK, R. & PALAVAGE, D. M. (1994). The value of species as indicators of water quality. Philadelphia, **Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia**, **145**: 55-92.
- PEARSON, H.W. & KÖNING, A. (1986). The biology of waste stabilization pond systems. In: **Seminário Regional de Investigación Sobre Lagunas de Estabilización**, Lima, Peru. Lima, CEPIS. p.26-39.

- PEARSON, H.W. (1987). Applications of algae in sewage treatment processes. In: Da SILVA., E.J. et al., (ed.). **Microbial technology in the developing world**. Oxford, Oxford University. p. 260-268.
- PEARSON, H.W. & SILVA, S.A. (1988). Variações diurnas de certos parâmetros físico-químicos e biológicos em efluentes de lagoas facultativas e de maturação. In: **Coleção de trabalhos técnicos resultantes das pesquisas realizadas na EXTRABES 1977-1988**, Campina Grande-PB, UFPB/EXTRABES. 19p.
- PEARSON, H.W.; MARA, D.D. & ARRIDGE, H.A. (1996). The influence of pond geometry and configurations on facultative and maturation waste stabilization pond system operating at high organic loadings. **Wat. Sci. Tech.**, **7** (33): 63-73.
- PEDROZA, M.M. (2000) – **Comportamento de formas de Nitrogênio e Fósforo em sistemas de Lagoas Facultativas providas de Chicanas tratando esgotos domésticos**. Campina Grande, PB, UFPB. (Dissertação)
- PEINADOR, M. (1999). Las cianobacterias como indicadores de contaminación orgánica. Costa Rica. **Rev. Biol. Trop.**, **47** (3): 381-391.
- PHILIPOSE, M.T. (1967). **Chlorococcales**. New Delhi: Indian Council of Agricultural Research.
- PIELOU, E.C. (1966). Shannon's formula as a measure of specific diversity: its use e misure. **Amer. Natur.**, **100**: 463-465.
- PIELOU, E.C. (1984). **The interpretation of ecological data**. New York: John Wiley, 1984. 263 p.
- PINTO-COELHO, R.M. (1983). **Efeitos do zooplâncton na composição qualitativa e quantitativa do fitoplâncton no Lago Paranoá, Brasília, DF, Brasil**. Brasília, DF, UnB. (Dissertação)
- PONTES, M.C.F. (1980). **Produção primária, fitoplâncton e fatores ambientais no Lago D. Helvécio, Parque Florestal do Rio Doce – MG**. São Carlos, SP, UFSCar. 293p. (Dissertação)
- PRESCOTT, G.W. (1970). **Algae of the Western Great Lakes Área**. William C. Brown Co, Publishers, Dubuque, Iowa,. 977p.
- PRESCOTT, G.W. (1979). **How to Know the freshwater algae**. 3<sup>rd</sup> ed. University of Montana. William. C. Brown Co., Publishers,. Duduque, Iowa. 293p.
- REYNOLDS, C.S. (1976). Succession and vertical distribution of phytoplankton in response to thermal stratification in a Lowland Mere, with special reference to nutrient availability. **J. Ecol.**, **64**: 529-551.
- REYNOLDS, C.S. (1980). Phytoplankton assemblages and their periodicity in stratifying lake systems. **Holarct. Ecol.**, **3**: 141-159.

- REYNOLDS, C.S. (1996). Furter remarks on phytoplankton ecology and trophic degree. **Encontro sobre Ecologia de fitoplâncton e gradiente trópico**. Espanha, junho de 1996.
- RHODE, W. (1969). Crystallisation of eutrophication concepts in northern Europe. In: ROHLICH, G.A., (ed.). **Eutrophication-causes, consequences, correctives**. National Academy of Sciences. Washington – DC. p.65-97.
- RODRIGUES, J.B.R. (2000). **Eficiência do crescimento da microalga (*Chlorella minutissima*) e sua aplicação em resíduos de suinocultura – valorização e tratamento**. São Carlos, SP, UFSCar. (Tese)
- ROSA, Z.M.; TORGAN, L.C.; LOBO, E.A.& HERGOZ, L.A.W. (1988). Análise da estrutura de comunidades fitoplactônicas e de alguns fatores abióticos em trecho do rio Jacuí, Rio Grande do Sul, Brasil. **Acta Botânica Brasílica**, Rio de Janeiro, **2** (1-2): 31-46.
- ROUND, F.E (1983). **Biologia das algas**. 2ª ed. Rio de Janeiro, Guanabara Dois. 263p.
- RYTHER, J.H. (1956). Photosynthesis in the ocean as a function of light intensity. **Limnol. Oceanogr.**, **1**: 61-70.
- SALENÇON, M.J. & THÉBAULT, J.M. (1996). Simulation model of a mesotrophic reservoir (Lac de Pareloup, France): MELODIA an ecosystem reservoir management model. **Ecological Modelling**, **84** (1-3): 163-187.
- SALOMÃO, A.S. & MARA, D.D. (1979). **Tratamentos biológicos de águas residuárias: lagoas de estabilização**. Rio de Janeiro, ABES. p.149
- SALOMONI, S.E. (1997). **Aspectos da Limnologia e poluição das lagoas costeiras Marcelino, Peixoto e Pinguela (Osório, RS): uma abordagem baseada no fitoplâncton**. Porto Alegre, RS, UFRGS. 141p. (Dissertação)
- SANGUINETTI, G.; INGALLINELLA, A.M.; FERNÁNDEZ, R.G. (2000). Evaluación de sistemas de lagunas de estabilización em la región templada de Argentina. In: **Conferencia Latino Americana em Lagunas de Estabilización y Reuso,1**. Santiago de Cali, Colômbia. Santiago de Cali. Colômbia. [s.n.], 2000. p.74-84.
- SCHÄFER, A. (1984), **Fundamentos de Ecologia e biogeografia das águas continentais** – Porto Alegre. Ed. da Universidade, UFRGS. 532p.
- SCHÄFER, A. (1985). Tipificação ecológica das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul, Brasil. **Acta Limnológica Brasiliensia**, São Paulo, **2**: 29-55.
- SCHOEMAN, F.R. (1973). **A systematical and ecological study of the diatom flora of Lesotho with special reference to the water quality**. Pretoria, V & R Printers. 91p.
- SHANNON, C.F. & WIENER, W. (1963). **The mathematical theory of communication**. Urbana, University of Illinois Press. 173p.

- SILVA, P.R. (1973). **Lagoas de estabilização para tratamento de resíduos de suínos**. São Carlos, São Paulo, EESC-USP. 76p. (Dissertação)
- SILVA, S.A. & MARA, D.D. (1979). **Tratamentos biológicos de águas residuárias: lagoas de estabilização**. Rio de Janeiro, ABES. 140p.
- SIMONSEN, R. (1974). The Diatom Plankton of the Indian Ocean expedition of the R.V. "Meteor" 1964-1965. **Meteor Forschungsgeb.** (D. Biol); **19**:1-66.
- SLÁDECEK, V. (1973). System of water quality from de biological point of view. **Archiv für Hydrobiologie**, **7**: 1-218.
- SOMMER, U. (1988). Growth and survival strategies of planktonic diatoms. – In: sandgreen, S.D.(ed.): **Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton**. – Cambrige University Press, Cambrige. p.227-260.
- SOMMER, U. et al. (1993). Hutchinson's heritage: the diversity-disturbance relationship in phytoplankton. **Hydrobiologia**, The Hague, **249**: 1-7.
- SOURNIA, A. (ed). (1978). **Phytoplankton Manual**. Paris, UNESCO (United Nations Educational Scientific and Cultural Organization). 337p. (Monographs on Oceanographie Methodology. STANGE-BURSCHE, E. (1963). Beobachtungen und Untersuchungen über die horizontale Phytoplankton - verteilung in seen. **Arch. Hydrobiol.**, **59**: 351-254.
- STEVENSON, R.J.; BOTHWELL, M.I. & LOWE, R.L. (1996). **Algal ecology: freshwater benthic ecosystems**. San Diego Academic Press, Inc. 753p.
- TAILLING, J.F. (1966). Photosynthetic behavior in stratified and unstratified lake populations of a planktonic diatoms. **J. Ecol.**, **54**: 99-127.
- TAILLING, J.F. (1970). Freshwater algae. In: LEWIN, R.A., ed. **Physiology and Biochemistry of Algae**. New York, Academic Press. p. 743-758.
- TALAMONI, J.L.B. (1995). **Estudo comparativo das comunidades planctônicas de lagoas de diferentes graus de trofia e uma análise do efeito de *Microcystis aeruginosa* (Cyanophyceae) sobre algumas espécies de microcrustáceos**. 300p. São Carlos, SP, UFScar. (Tese)
- TOLEDO Jr., A.P. de , TALARICO, N.; CHINEZ, S.J. & AGUDO, E.G. (1983). Aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: **12º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Camburiú, SC. 20 a 25 de novembro.
- TRACANNA, B.C. (1985). Algas del Noroeste Argentino (excluyendo las Diatomophyceae). **Opera Lilloana** n° 35. San Miguel de Tucuman, Argentina. 136p.
- TUNDISI, J. & TUNDISI, T.M. (1976). Produção orgânica em ecossistemas aquáticos. **Ciência e Cultura**, **28** (8): 864-887.



- UEHARA, M. & VIDAL, W.L. (1989). **Operação e manutenção de lagoas anaeróbias e facultativas**. São Paulo, CETESB. (Séries Manuais). 89p.
- VAN HAANDEL, A.C. & LETTINGA, G. (1994). **Tratamento anaeróbico de esgotos. Um manual para regiões de clima quente**.
- VERCELLINO, L.S. (2001). **Sucessão da comunidade de algas perifíticas em dois reservatórios do Parque das Fontes do Ipiranga, São Paulo**. São Paulo, SP, UNESP. (Dissertação)
- VICTORETTI, B. (1964). Manutenção e Operação das Lagoas de Estabilização. In: AZEVEDO NETO, J.M. **Lagoas de Estabilização**. Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo. Cap. XI. 12p.
- VIEIRA, A.A.H. (1975). **Estudos experimentais em fitoplâncton marinho: culturas e aspectos ecofisiológicos**. São Paulo, SP, USP. (Dissertação)
- VISSER, S.A. (1974). Composition of waters of lakes and rivers em East and West Africa. **Trop. Hydrobiol. And Fisheries**, 3 (1): 43-60.
- VOLLENWEIDER, R.A . (1968). **Scientific Fundamentals of the Eutrophication of lakes and Flowing waters, with Particular Reference to Nitrogen and Phosphorus as factors in Eutrophications**. Paris Rep. Organization for Economic Cooperation and Development. DAS/CSI (68.27). 192p.
- VON SPERLING, M. (1994). Avaliação do estado trófico de lagos e reservatórios tropicais. **Bio Engenharia Sanitária e Ambiental. Encarte Técnico**. Ano III. p.68-76.
- VON SPERLING, M. (1995). **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Vol 1, DESA – UFMG. 240p.
- VON SPERLING, M. (1996). **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Lagoas de Estabilização**. V.3., (s.n.): DESA – UFMG. 134p.
- WETZEL, R.G. (1975). **Limnology**. Philadelphia. W.B. Sauders Company. 743p.
- WETZEL, R.G. (1983). **Periphyton of freshwater ecosystems development**. The Hague. Dr. W. Junk Publ.. 346p. (Developments Hydrobiology, 17).
- WETZEL, R.G. & LIKENS, E. (1990). **Limnological Analysis**. Springer-Verlang, London. 391p.
- WHITFORD, L.A. & G.J. SCHUMACHER. (1973). **A Manual of Fresh-Water Algae**. Sparks press. Raleigh, N.C. 321p.
- WHITTON, B.A. & POTTS, M. (2000). **The ecology of cyanobacteria**. Their diversity in time and space, Kluwer. Academic, Netherlands. 669p.
- WILKISON, L.; HILL, M.; WELNA, J.P., et al. (1992). **Statistics**. SYSTAT. Inc.750p.

- WILLIAN, K.W., MAESTRINI, L. & MAESTRINI, S. (1993). Measurement of Primary Production from the Molecular to the Global Scale. **ICES. Mar. Sci. Symp.**, Bergen, **197**: 1-2.
- WOELKERLING, W.J.; KOWAL, R.R. GOUGH, S.B. (1976). Sedgwick-Rafter cell counts: a procedural analysis. **Hydrobiologia**, **48** (2): 95-107.
- XAVIER, M.B. (1985). **Estudo comparativo da flora de Euglenaceae pigmentada (Euglenophyceae) de lagos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga**. São Paulo, SP, USP. 378p. (Tese)
- YENTSCH, C.S. & RYTHER, J.H. (1957). Short-term variations in phytoplankton and their significance. **Limnol. Oceanogr.**, **2**: 140-142.
- ZANOTELLI, C.T. (2000). **Modelagem matemática de nitrogênio e fósforo em lagoas facultativas e de aguapés para tratamento de dejetos suínos**. Florianópolis, SC, UFSC. 162p. (Tese)
- ZULKIFLI, H. (1992). **Traitement des eaux usées par lagunage à haut rendement: structure et dynamique des peuplements phytoplanctoniques**. Montpellier, France, Université Montpellier I. (Thèse)

## **11 ANEXOS**

## ANEXO 1

Tabela 47: Análise quantitativa das comunidades fitoplanctônicas: número de indivíduos/mL na ELM1, na SLM1 e na SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.

Divisão/classe/espécie/ ind/mL	ELM1											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Número de meses	ago/05	set/05	out/05	nov/05	dez/05	jan/06	fev/06	mar/06	abr/06	mai/06	jun/06	jul/06
<b>Divisão Cyanophyta</b>												
<b>Classe Cyanophyceae</b>												
<i>Anabaena solitaria</i>	571	1333	1333									
<i>Anabaena sp.</i>	286	1167	1333									
<i>Anabaena wisconsinense</i>		167										
<i>Borzia trilocularis</i>												
<i>Chroococcus dispersus</i>			1167				26667			182		
<i>Chroococcus limneticus</i>		667								182		
<i>Chroococcus turgidus</i>		167	500	312			1333			182		
<i>Gloeocapsa arenaria</i>						667			125			
<i>Gloeotrichia echinulata</i>		4667		312		333	5333					
<i>Leptolyngbya faveolarum</i>		1333	1000									
<i>Lyngbya ochracea</i>		333										
<i>Merismopedia tenuissima</i>												
<i>Microcystis aeruginosa</i>	12000	<b>14833</b>	<b>38833</b>	<b>57000</b>	6000	8667	26667	3000	1875	<b>17454</b>	<b>11714</b>	<b>604500</b>
<i>Microcystis flos-aquae</i>		333						1000		182		
<i>Oscillatoria chlorina</i>												
<i>Oscillatoria geminata</i>		2333	1833									
<i>Oscillatoria limosa</i>	286	833	667									
<i>Phormidium ambiguum</i>	286	833	133									
<i>Phormidium formosum</i>		2667	5333									
<i>Phormidium tenue</i>	<b>117143</b>	<b>71500</b>	<b>40333</b>									
<i>Planktolyngbya limnetica</i>		833										
<i>Pseudoanabaena constricta</i>	857	500	500									
<i>Synechococcus aeruginosus</i>		167							125			
<i>Synechocystis aquatilis</i>	571	<b>17500</b>	<b>33000</b>		<b>56000</b>	<b>113000</b>	<b>225333</b>	<b>197000</b>	<b>39000</b>	<b>51454</b>	9286	22500
<i>Synechocystis minuscula</i>	5571	<b>51333</b>	<b>77167</b>		14000	95000	<b>86667</b>	<b>108000</b>	<b>18378</b>	<b>33454</b>	7428	7500
<i>Synechocystis sp.</i>	571				3000				375			
<b>Subtotal</b>	138142	173499	203132	57624	79000	217667	372000	309000	59878	103090	28428	634500
<b>Divisão Heterokontophyta</b>												
<b>Classe Bacillariophyceae</b>												
<i>Amphora pediculus</i>		167		312					<b>5750</b>		<b>2857</b>	9000
<i>Cyclotella sp.</i>										182		
<i>Cymbella aequalis</i>				312								
<i>Gomphonema parvulum</i>		333	133	<b>1875</b>	<b>1000</b>		<b>1333</b>		500	<b>364</b>	143	
<i>Hantzschia amphioxys</i>												
<i>Melosira sp.</i>												
<i>Melosira varians</i>												
<i>Navicula capitata</i>												
<i>Navicula cryptocephala</i>		333	<b>167</b>	312					250		143	
<i>Nitzschia palea</i>	286		<b>167</b>	<b>1250</b>			<b>1333</b>		125	182	143	
<i>Nitzschia paleaceae</i>		167	<b>167</b>									
<i>Pinnularia appendiculata</i>			<b>167</b>									
<i>Pinularia divergens</i>										182		
<i>Surirella ovata</i>	<b>2000</b>	<b>1333</b>		<b>2500</b>			<b>1333</b>		<b>10375</b>	<b>364</b>	<b>5429</b>	<b>15000</b>
<i>Surirella tenera</i>												
<b>Subtotal</b>	2286	2333	801	6561	1000	0	3999	0	17000	1274	8715	24000
<b>Divisão Euglenophyta</b>												
<b>Classe Euglenophyceae</b>												
<i>Euglena acus</i>									125			
<i>Euglena acus var. acus</i>							1333		250		143	
<i>Euglena acus var. longissima</i>							1333			182		1500
<i>Euglena agilis</i>		167			1000		1333		375		<b>857</b>	<b>6000</b>
<i>Euglena allorguei</i>									125			
<i>Euglena ehrenbergii</i>		333										
<i>Euglena gracilis</i>		333		<b>312</b>		<b>333</b>	1333		250		<b>1286</b>	<b>9000</b>
<i>Euglena granulata</i>		167			1000				125			
<i>Euglena limnophila</i>		333			1000	<b>333</b>	1333		125			3000



Tabela 47 - continuação

<i>Eudorina elegans</i>										182		
<i>Franceia ovalis</i>			1000	312								
<i>Golenkinia paucispina</i>												
<i>Golenkinia radiata</i>												
<i>Haematococcus lacustris</i>		167	167				2667					
<i>Hydrodictyon reticulatum</i>												
<i>Kirchneriella contorta</i>			133			2000	2667	4000				
<i>Kirchneriella lunaris</i> var. <i>dianae</i>						333	1333	1000				
<i>Kirchneriella obesa</i>			167			2333		2000				
<i>Micractinium pusillum</i>												
<i>monoraphidium arcuatum</i>			667		1000	3333	4000	6000	625	2000	1286	3000
<i>Monoraphidium caribeum</i>		833		625		4333	4000	9000	1625	4182	429	
<i>Monoraphidium contortum</i>						667			250	909	429	
<i>Monoraphidium convolutum</i>	571			3125	1000	<b>147333</b>	45333	<b>417000</b>	<b>53000</b>	<b>67818</b>	1286	
<i>Monoraphidium griffithii</i>						667			125			
<i>Monoraphidium irregulare</i>			500						125	909	286	6000
<i>Monoraphidium komarkovae</i>				312						1636		1500
<i>Monoraphidium minutum</i>							1333	5000	625	4727	143	
<i>Monoraphidium pusillum</i>										182		
<i>Monoraphidium tortile</i>					1000				125	245	143	
<i>Oocystis borguei</i>						333	1333	2000				
<i>Oocystis crassa</i>			167	312								
<i>Oocystis elliptica</i>								1000				
<i>Oocystis solitaria</i>		167							125			
<i>Oocystis sp. b</i>	286		266	7500				3000	125			
<i>Oocystis sp. c</i>			1667	4687		1000	5333					
<i>Oocystis sp.a</i>						333						
<i>Pandorina morum</i>							1333		125	182		
<i>Planktosphaera gelatinosa</i>												
<i>Polytoma dorsiventrale</i>												
<i>Polytoma oligochromatum</i>												
<i>Protococcus viridis</i>												
<i>Pteromonas angulosa</i>												
<i>Pteromonas cordiformis</i>						<b>506000</b>						
<i>Scenedesmus acuminatus</i>						2667	8000	1000	750	182		
<i>Scenedesmus acuminatus</i> var. <i>elongatus</i>						333	2667					
<i>Scenedesmus acutus</i>			167			333	1333					
<i>Scenedesmus bicaudatus</i>												
<i>Scenedesmus dimorphus</i>						333	4000	1000	125	364		
<i>Scenedesmus disciformis</i>												
<i>Scenedesmus intermedius</i>						333	1333					
<i>Scenedesmus javanensis</i>							2667	1000				
<i>Scenedesmus microspina</i>						333	1333					
<i>Scenedesmus nanus</i>										182		
<i>Scenedesmus pectinatus</i>						333		250				
<i>Scenedesmus quadricauda</i>				312		333	14667	250				
<i>Schizochlamys planctonica</i>												
<i>Sphaerellopsis gelatinosa</i>	167	167	167	1250		667	2667			182	143	
<i>Tetraedron minimum</i>	167	167	1333	1250	2000	667	5000	375		182	714	
<i>Tetraedron muticum</i>				4500								1500
<i>Tetrastrum glabrum</i>												
<i>Volvox aureus</i>												
<i>Volvox globator</i>												
<b>Subtotal</b>	20476	103168	92499	542927	920000	697998	2536997	655875	100250	197700	148291	295500
<b>Classe Zignematophyceae</b>												
<i>Cosmarium contratum</i>												
<i>Cosmarium laeve</i>												1500
<i>Cosmarium sp. a</i>												1500
<i>Cosmarium sp. b</i>				1000	1000			2000				
<i>Cosmarium sp. c</i>												
<b>Subtotal</b>	0	0	0	1000	1000	0	0	2000	0	0	0	3000
<b>Total</b>	161475	289500	299232	609984	1065000	916997	2923661	969875	207128	303883	189436	1018500

OBS: Os valores parciais em negrito representam as espécies abundantes.







Tabela 47 - continuação

<i>Golenkinia radiata</i>												
<i>Haematococcus lacustris</i>	1600	333	70					1000				
<i>Hydrodictyon reticulatum</i>												
<i>Kirchneriella contorta</i>	400	333				5600	2667	24000	154			
<i>Kirchneriella lunaris</i> var. <i>dianae</i>						400		4000				
<i>Kirchneriella obesa</i>						6000	2667	20000	615			
<i>Micractinium pusillum</i>							1333					
<i>monoraphidium arcuatum</i>	2400				111	4000	1333	11000	1077	4800		
<i>Monoraphidium caribeum</i>	12400	2000	70			4400	4000	17000	2461	400		
<i>Monoraphidium contortum</i>							2667		154	1200		
<i>Monoraphidium convolutum</i>		667				<b>178800</b>	30667	<b>444000</b>	<b>52231</b>	<b>149600</b>		
<i>Monoraphidium griffithii</i>									154	1600		
<i>Monoraphidium irregulare</i>												
<i>Monoraphidium komarkovae</i>			209			400		2000	154	2000		
<i>Monoraphidium minutum</i>						800	1333	12000	461	10000		
<i>Monoraphidium pusillum</i>								1000		400		
<i>Monoraphidium tortile</i>									2000	154		
<i>Oocystis borguei</i>				1000	111		1333	2000				
<i>Oocystis crassa</i>	400				222							
<i>Oocystis elliptica</i>					111		1333					
<i>Oocystis solitaria</i>									154			
<i>Oocystis sp. b</i>	400	333	139		111		1333					5667
<i>Oocystis sp. c</i>	400	333	70	1000	333		5333			400		667
<i>Oocystis sp.a</i>					443							167
<i>Pandorina morum</i>							2667					167
<i>Planktosphaera gelatinosa</i>									154			
<i>Polytoma dorsiventrale</i>							1333	1000				
<i>Polytoma oligochromatum</i>												
<i>Protococcus viridis</i>							1333					
<i>Pteromonas angulosa</i>			70									
<i>Pteromonas cordiformis</i>				<b>663000</b>								
<i>Scenedesmus acuminatus</i>		333	209			1200	4000	3000	769			
<i>Scenedesmus acuminatus</i> var. <i>elongatus</i>												
<i>Scenedesmus acutus</i>			70				5333	3000		800		
<i>Scenedesmus bicaudatus</i>												
<i>Scenedesmus dimorphus</i>			70					1000		400	2667	
<i>Scenedesmus disciformis</i>							6667					
<i>Scenedesmus intermedius</i>												
<i>Scenedesmus javanensis</i>						400	1333					
<i>Scenedesmus microspina</i>							1333					
<i>Scenedesmus nanus</i>						400	1333					
<i>Scenedesmus pectinatus</i>												
<i>Scenedesmus quadricauda</i>			70			1600	4000	2000		800		167
<i>Schizochlamys planetonica</i>												
<i>Sphaerellopsis gelatinosa</i>	800						1333					
<i>Tetraedron minimum</i>	1600		209	3000	111	400		4000	154	1200		667
<i>Tetraedron muticum</i>					2000							
<i>Tetrastrum glabrum</i>												
<i>Volvox aureus</i>				2000								333
<i>Volvox globator</i>									154			
<b>Subtotal</b>	<b>292800</b>	<b>56664</b>	<b>78558</b>	<b>1298000</b>	<b>75886</b>	<b>381667</b>	<b>2213331</b>	<b>760769</b>	<b>123105</b>	<b>552000</b>	<b>4189334</b>	<b>251836</b>
<b>Classe Zignematophyceae</b>												
<i>Cosmarium contratum</i>												
<i>Cosmarium laeve</i>												
<i>Cosmarium sp. a</i>												
<i>Cosmarium sp. b</i>												
<i>Cosmarium sp. c</i>					555							
<b>Subtotal</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>555</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
<b>Total</b>	<b>696000</b>	<b>423662</b>	<b>135208</b>	<b>1399000</b>	<b>100661</b>	<b>651867</b>	<b>2345329</b>	<b>1137769</b>	<b>368366</b>	<b>824000</b>	<b>4261334</b>	<b>327840</b>

OBS: Os valores parciais em negrito representam as espécies abundantes.

Tabela 47 - continuação

Divisão/classe/espécie/ ind/mL	SLM2											
	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36
Número de meses	ago/05	set/05	out/05	nov/05	dez/05	jan/06	fev/06	mar/06	abr/06	mai/06	jun/06	jul/06
<b>Divisão Cyanophyta</b>												
<b>Classe Cyanophyceae</b>												
<i>Anabaena solitária</i>		4000	2000									
<i>Anabaena sp.</i>		2000	2000									
<i>Anabaena wisconsinense</i>												
<i>Borzia trilocularis</i>			400									
<i>Chroococcus dispersus</i>		2667	400	250					833			
<i>Chroococcus limneticus</i>		667	800					1000				
<i>Chroococcus turgidus</i>			400	571								
<i>Gloeocapsa arenaria</i>					500							
<i>Gloeotrichia echinulata</i>												
<i>Leptolyngbya faveolarum</i>		667	1600									
<i>Lyngbya ochracea</i>		667	667									
<i>Merismopedia tenuissima</i>							250					
<i>Microcystis aeruginosa</i>	2000	33333	6000		19000		1000	3667	3333	800	3200	3571
<i>Microcystis flos-aquae</i>			400									
<i>Oscillatoria chlorina</i>		4000	2800									
<i>Oscillatoria geminata</i>		2667	1200									
<i>Oscillatoria limosa</i>		12000	5600									
<i>Phormidium ambiguum</i>		12000	5600									
<i>Phormidium formosum</i>		4000	3600				250					
<i>Phormidium tenue</i>		20000	8800	571								
<i>Planktolyngbya limnetica</i>		4000	1200									
<i>Pseudoanabaena constricta</i>		667	2000									
<i>Synechococcus aeruginosus</i>		667										
<i>Synechocystis aquatilis</i>		81334	156000	114750	38500	85000	157500	89000	345833	324800	225600	46786
<i>Synechocystis minuscula</i>		114000	157200	57250	10500	2500	73250	44333	189167	218400	133600	21071
<i>Synechocystis sp.</i>		667	2800					333				357
<b>Subtotal</b>	2000	300003	361467	173392	68500	87500	232250	138333	539166	544000	362400	71785
<b>Divisão Heterokontophyta</b>												
<b>Classe Bacillariophyceae</b>												
<i>Amphora pediculus</i>			400	5550						10400	1600	2500
<i>Cyclotella sp.</i>				250								
<i>Cymbella aequalis</i>				1750			250					357
<i>Gomphonema parvulum</i>			800					333		1600		
<i>Hantzschia amphioxys</i>		667						333				
<i>Melosira sp.</i>												
<i>Melosira varians</i>												
<i>Navicula capitata</i>							250					
<i>Navicula cryptocephala</i>								1000		400		1071
<i>Nitzschia palea</i>		667		250								
<i>Nitzschia paleaceae</i>			1200	250				333				
<i>Pinnularia appendiculata</i>												
<i>Pinularia divergens</i>								333				
<i>Surirella ovata</i>	3000	667	1200	13500						55200	2400	11071
<i>Surirella tenera</i>				250	500							
<b>Subtotal</b>	3000	2001	3600	21800	500	0	500	2332	0	67600	4000	14999
<b>Divisão Euglenophyta</b>												
<b>Classe Euglenophyceae</b>												
<i>Euglena acus</i>												357
<i>Euglena acus var. acus</i>							250	333				357
<i>Euglena acus var. longissima</i>												
<i>Euglena agilis</i>	1000	1333	800			500				800		12500
<i>Euglena allorguei</i>				250								
<i>Euglena ehrenbergii</i>												
<i>Euglena gracilis</i>	2000	2000	800							3200		5000
<i>Euglena granulata</i>												
<i>Euglena limnophila</i>		667	400				250			800	1600	
<i>Euglena minuta</i>												
<i>Euglena mutabilis var. mutabilis</i>										800		

Tabela 47 - continuação

<i>Euglena oxuris var. minor</i>		667										
<i>Euglena pisciformis</i>		1333										
<i>Euglena polymorpha</i>		1333		571								5000
<i>Euglena sp.</i>												
<i>Euglena spirogyra</i>			400									
<i>Euglena tripteris</i>												
<i>Euglena variabilis</i>		667										
<i>Euglena viridis</i>								833				
<i>Lepocinclis caudata</i>												714
<i>Lepocinclis fusiformis</i>			400			500		333				1429
<i>Lepocinclis ovum</i>		4000	800				500		800			357
<i>Lepocinclis playfairiana</i>		1333										
<i>Lepocinclis sphanophila</i>												
<i>Phacus acuminatus</i>			400									357
<i>Phacus caudatus var. minor</i>		667				750			3200	800		6786
<i>Phacus curvicauda</i>									800			357
<i>Phacus hamatus</i>												
<i>Phacus horridus</i>		667		250								
<i>Phacus ichthyidium</i>				571								
<i>Phacus minusculus</i>		10667	400									1600
<i>Phacus nordstedtii</i>		8667						333			800	
<i>Phacus oscillans</i>			400	250							714	
<i>Phacus pyrum</i>			2000								357	
<i>Phacus raciborskii</i>												
<i>Phacus skujae</i>				3750						800	1071	
<i>Phacus tortus</i>		3333										
<i>Phacus trimarginatus</i>		667				500				1600	357	
<i>Phacus wetsteinii</i>											357	
<i>Strombomonas borystheniensis</i>												
<i>Trachelomonas acanthostoma</i>												
<i>Trachelomonas armata</i>							250					
<i>Trachelomonas cylindrica</i>							250					
<i>Trachelomonas hispida</i>												
<i>Trachelomonas pulcherrima</i>			1250				250					4800
<i>Trachelomonas robusta</i>												
<i>Trachelomonas sp.</i>												
<i>Trachelomonas volvocina</i>				250								
<b>Subtotal</b>	3000	38001	8050	5892	0	1500	2500	999	1633	12000	12456	33214
<b>Divisão Chlorophyta</b>												
<b>Classe Chlorophyceae</b>												
<i>Actinastrum hantzschii</i>												
<i>Ankistrodesmus Braunii</i>						14000	23250	18333	85000	18400	24800	714
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i>												
<i>Ankistrodesmus libraianus</i>	3000						500	1667	4167			
<i>Chlamydomonas bullata</i>		4000	14400	1250	8500		2250		833	800		1071
<i>Chlamydomonas corticata</i>			2000	1500	17000	2000	5750	333	833	4000	57600	65357
<i>Chlamydomonas globosa</i>		293333	160000	5500	54000	1500	5750	1000		2400	7200	62857
<i>Chlamydomonas gracilis</i>	652000					66000	750			5600	76800	7143
<i>Chlamydomonas oleosa</i>												
<i>Chlamydomonas paraserbinowi</i>			400									
<i>Chlamydomonas parietaria</i>										800		
<i>Chlamydomonas pertusa</i>		5333	2200	250	500		250	333	5000	4800		
<i>Chlamydomonas printzii</i>		1333	400				250	667	20000	28000	8000	1429
<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>			800	250			250			4000	800	
<i>Chlamydomonas soosensis</i>			800	750								
<i>Chlamydomonas sp.</i>										800		357
<i>Chlamydomonas subcaudata</i>		3333	16000	6750	3500		18500	13333	28333	30400	75200	19643
<i>Chlorella ellipsoidea</i>	197000	121333	102800	7250	5000		11750	333		800	320000	62500
<i>Chlorella miniata</i>	444000	61333	30400	8000	255000	1000	5780	667	833	4800	220000	65714
<i>Chlorella vulgaris</i>		4000	1600	250	24500		2250			4000	8800	19286
<i>Chlorococcum humicola</i>	1000	8000	10800	20500	117000	207500	89750	40333	39167	138400	308000	143214
<i>Chlorococcum sp.</i>		26667	12000			143500	102000	39000	24583	282400	251200	54286
<i>Coelastrum microporum</i>												
<i>Cruscigenia quadrata</i>			1600	250	500		250	333			1600	714
<i>Desmodesmus intermedius</i>												
<i>Desmodesmus protuberans</i>						1000						
<i>Eudorina elegans</i>			1333									
<i>Franceia ovalis</i>	1000	2000	400	750			250					

Tabela 47 - continuação

<i>Golenkinia paucispina</i>		3333										
<i>Golenkinia radiata</i>		667										
<i>Haematococcus lacustris</i>						500				4800	1786	
<i>Hydrodictyon reticulatum</i>						500						
<i>Kirchneriella contorta</i>								1667	1667			
<i>Kirchneriella lunaris var. diana</i>												
<i>Kirchneriella obesa</i>								3000	4167			
<i>Micractinium pusillum</i>												
<i>monoraphidium arcuatum</i>			400	750	1000	1000	4500	2000	16667	7200	24000	2500
<i>Monoraphidium caribeum</i>		1333				500	8000	5333	<b>25000</b>	15200	38400	5714
<i>Monoraphidium contortum</i>			400						1667	2400	4000	1429
<i>Monoraphidium convolutum</i>			400	1250	3500	5500	<b>78750</b>	<b>139000</b>	<b>126667</b>	<b>208000</b>	<b>245600</b>	<b>26429</b>
<i>Monoraphidium griffithii</i>			400				250	667			800	
<i>Monoraphidium irregulare</i>			400						833	800	3200	1071
<i>Monoraphidium komarkovae</i>			1200				1250			800		357
<i>Monoraphidium minutum</i>							4250	3667	11667	12800	46400	1429
<i>Monoraphidium pusillum</i>							750					
<i>Monoraphidium tortile</i>			800		500		250		833	800		
<i>Oocystis borguei</i>			400					667				
<i>Oocystis crassa</i>		667	800				250				800	
<i>Oocystis elliptica</i>				250	500	500						
<i>Oocystis solitaria</i>												714
<i>Oocystis sp. b</i>			400	250						800	1600	2857
<i>Oocystis sp. c</i>		2000	3200	5000	4500			333		800	4800	1429
<i>Oocystis sp.a</i>						500						
<i>Pandorina morum</i>				250					833	800		
<i>Planktosphaera gelatinosa</i>												
<i>Polytoma dorsiventrale</i>												
<i>Polytoma oligochromatum</i>			400	250								
<i>Protococcus viridis</i>												
<i>Pteromonas angulosa</i>	86000				500							
<i>Pteromonas cordiformis</i>				<b>7500</b>	<b>62500</b>	500						
<i>Scenedesmus acuminatus</i>		667		571	500	2500	500		833		1600	1071
<i>Scenedesmus acuminatus var. elongatus</i>						1000						
<i>Scenedesmus acutus</i>			800			500	250	333		800	3200	
<i>Scenedesmus bicaudatus</i>												357
<i>Scenedesmus dimorphus</i>							1000		6667	800		
<i>Scenedesmus disciformis</i>				250								
<i>Scenedesmus intermedius</i>			400									
<i>Scenedesmus javanensis</i>								333				
<i>Scenedesmus microspina</i>							750	333				
<i>Scenedesmus nanus</i>				1250			2500					
<i>Scenedesmus pectinatus</i>												
<i>Scenedesmus quadricauda</i>		1333	400			1000	3000	1000	5000			1600
<i>Schizochlamys planctonica</i>			400									
<i>Sphaerellopsis gelatinosa</i>				1000		5500	250	667				
<i>Tetraedron minimum</i>		2000			1500			333	833	800		357
<i>Tetraedron muticum</i>		11333	39000									
<i>Tetrastrum glabrum</i>								333				357
<i>Volvox aureus</i>			400									
<i>Volvox globator</i>												
<b>Subtotal</b>	1384000	553998	408533	71821	560500	456500	399780	275998	412083	783200	1739200	553742
<b>Classe Zignematophyceae</b>												
<i>Cosmarium contratum</i>										<b>800</b>		<b>357</b>
<i>Cosmarium laeve</i>								<b>333</b>				
<i>Cosmarium sp. a</i>												
<i>Cosmarium sp. b</i>												
<i>Cosmarium sp. c</i>					<b>8000</b>							
<b>Subtotal</b>	0	0	0	0	8000	0	0	333	0	800	0	357
<b>Total</b>	1392000	894003	782050	272905	637500	545500	611780	417662	952882	1408400	2118056	675524

OBS: Os valores parciais em negrito representam as espécies abundantes.

## ANEXO 2

Tabela 48: Dados, com média e desvio padrão, da variação temporal dos fatores físicos, físico-químicos, químicos e da clorofila *a* na ELM1 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.

LM/Data	T.ar	T.água	Transp.	Cond.	Turb.	SST	SSV	pH	DQOT	DQOS	DBO <sub>5</sub> T	DBO <sub>5</sub> S	OD	PT	N.amon.	NO <sub>3</sub>	NO <sub>2</sub>	Clorof.
<b>ELM1</b>																		
22/08/05	25,1	20,0	0,24	528	7,15	48,0	45,0	6,65	60,0	48,0	41,4	30,1	0,54	11,60	35,40	0,40	112,10	61,75
15/09/05	14,0	13,1	0,20	441	12,25	38,7	34,7	6,33	10,0	9,5	11,0	7,6	1,70	5,45	15,00	0,38	83,30	322,55
27/10/05	22,0	22,3	0,30	178	11,79	39,0	38,0	6,98	70,0	28,1	37,5	25,2	4,78	1,90	26,70	0,37	421,00	194,86
17/11/05	21,3	23,0	0,13	801	9,47	194,3	128,0	7,46	31,6	25,1	17,2	21,8	2,42	7,90	42,20	0,05	6,29	2907,51
08/12/05	23,1	27,4	0,13	915	23,40	192,0	181,0	8,26	20,0	8,0	19,7	6,9	10,00	7,10	15,50	0,70	12,68	3023,77
31/01/06	31,8	29,0	0,26	324	17,10	93,0	89,0	8,55	12,0	6,0	9,3	3,4	17,40	2,95	5,30	6,83	390,20	1521,19
09/02/06	27,0	25,2	0,08	355	11,77	77,0	76,0	7,93	106,6	27,2	88,5	25,7	5,40	1,39	0,90	18,32	102,70	3956,77
08/03/06	30,0	25,1	0,21	418	14,31	124,0	118,0	8,39	47,0	27,6	25,4	19,9	17,00	2,99	9,90	21,82	26,08	1544,50
05/04/06	32,4	21,0	0,12	866	14,70	170,0	90,0	7,18	68,0	27,8	39,4	22,5	5,60	1,54	26,46	34,77	686,88	690,53
10/05/06	14,0	16,0	0,21	850	19,86	89,0	59,0	7,28	37,0	20,9	28,3	3,5	1,60	1,47	33,57	9,76	173,46	102,50
08/06/06	24,8	12,0	0,22	1011	16,28	67,8	57,8	7,28	140,0	28,1	63,5	27,1	2,00	3,97	36,04	0,02	1006,82	302,20
05/07/06	17,0	14,5	0,17	1041	21,60	104,5	51,2	7,21	220,0	25,9	190,0	15,0	1,00	7,78	58,80	ND	6,43	510,79
<b>média</b>	<b>23,5</b>	<b>20,7</b>	<b>0,2</b>	<b>644,0</b>	<b>15,0</b>	<b>103,1</b>	<b>80,6</b>	<b>7,04</b>	<b>68,5</b>	<b>23,5</b>	<b>47,6</b>	<b>17,4</b>	<b>5,8</b>	<b>4,7</b>	<b>25,5</b>	<b>8,5</b>	<b>252,3</b>	<b>1261,6</b>
<b>desvio padrão</b>	<b>6,30</b>	<b>5,70</b>	<b>0,10</b>	<b>300,10</b>	<b>4,90</b>	<b>56,10</b>	<b>43,60</b>	<b>0,70</b>	<b>61,30</b>	<b>11,50</b>	<b>50,30</b>	<b>9,70</b>	<b>6,00</b>	<b>3,30</b>	<b>16,90</b>	<b>11,70</b>	<b>318,00</b>	<b>1343,00</b>

Tabela 49: Dados, com média e desvio padrão, da variação temporal dos fatores físicos, físico-químicos, químicos e da clorofila *a* na SLM1 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.

LM/Data	T.ar	T.água	Transp.	Cond.	Turb.	SST	SSV	pH	DQOT	DQOS	DBO <sub>5</sub> T	DBO <sub>5</sub> S	OD	PT	N.amon.	NO <sub>3</sub>	NO <sub>2</sub>	Clorof.
<b>SLM1</b>																		
22/08/05	26,0	21,2	0,19	514	12,12	78,0	77,0	7,41	57,0	17,0	43,8	12,6	6,52	11,30	29,10	0,70	127,34	624,10
15/09/05	13,5	13,1	0,18	420	11,49	48,6	40,0	6,57	130,0	23,0	101,8	16,3	5,44	8,60	14,30	0,39	89,15	591,16
27/10/05	20,2	21,0	0,15	229	12,40	81,0	8,0	7,41	67,0	26,8	44,0	13,6	6,20	3,60	16,40	1,06	404,79	482,67
17/11/05	21,3	23,0	0,10	600	7,13	225,0	208,0	7,87	39,0	14,0	33,9	11,0	1,80	5,97	27,50	0,11	81,20	3436,83
08/12/05	25,2	29,1	0,27	848	18,7	79,0	72,0	8,20	120,0	56,0	60,9	33,2	9,40	5,68	18,70	0,61	17,05	150,75
31/01/06	33,0	29,0	0,26	341	16,83	87,0	78,0	7,94	13,0	7,0	6,8	4,9	11,72	2,28	5,40	9,17	228,42	963,08
09/02/06	26,7	25,2	0,13	346	11,82	314,0	310,0	7,88	135,0	18,1	107,8	17,1	5,90	1,42	0,90	20,46	91,50	3850,00
08/03/06	31,0	25,8	0,20	357	16,04	96,0	62,0	8,42	133,0	28,5	130,3	20,6	9,60	2,90	5,30	11,80	26,27	771,74
05/04/06	28,9	22,0	0,16	787	13,54	66,0	65,0	7,69	65,0	25,0	37,7	14,5	11,00	1,20	25,75	25,71	638,06	860,34
10/05/06	14,0	16,0	0,14	841	21,60	128,7	91,2	7,54	111,0	22,8	19,4	4,1	4,60	2,14	31,10	26,88	145,24	1303,34
08/06/06	28,0	13,1	0,08	946	21,70	156,9	123,1	7,72	100,0	28,2	41,7	26,3	11,60	4,29	35,46	0,02	1034,41	3751,08
05/07/06	19,0	15,7	0,18	827	14,58	84,0	63,0	7,40	249,0	28,8	220,0	16,0	4,60	8,76	43,51	0,10	53,75	679,17
<b>média</b>	<b>23,9</b>	<b>21,2</b>	<b>0,2</b>	<b>588,0</b>	<b>14,8</b>	<b>120,4</b>	<b>99,8</b>	<b>7,17</b>	<b>101,6</b>	<b>24,6</b>	<b>70,7</b>	<b>15,9</b>	<b>7,4</b>	<b>4,8</b>	<b>21,1</b>	<b>8,1</b>	<b>244,8</b>	<b>1455,4</b>
<b>desvio padrão</b>	<b>6,30</b>	<b>5,70</b>	<b>0,10</b>	<b>250,80</b>	<b>4,30</b>	<b>77,50</b>	<b>82,20</b>	<b>0,50</b>	<b>61,30</b>	<b>11,90</b>	<b>60,10</b>	<b>8,20</b>	<b>3,20</b>	<b>3,30</b>	<b>13,20</b>	<b>10,60</b>	<b>307,20</b>	<b>1372,00</b>

Tabela 50: Dados, com média e desvio padrão, da variação temporal dos fatores físicos, físico-químicos, químicos e da clorofila *a* na SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.

LM/Data	T.ar	T.água	Transp.	Cond.	Turb.	SST	SSV	pH	DQOT	DQOS	DBO <sub>5</sub> T	DBO <sub>5</sub> S	OD	PT	N.amon.	NO <sub>3</sub>	NO <sub>2</sub>	Clorof.
<b>SLM2</b>																		
22/08/05	26,1	20,2	0,17	382	14,33	197,0	190,0	9,42	60,0	32,0	45,8	24,4	7,10	11,4	22,40	0,53	118,12	1344,20
15/09/05	14,1	13,0	0,14	341	8,30	100,0	87,0	8,76	149,0	31,0	104,8	23,0	5,18	9,60	11,00	1,26	114,00	1430,94
27/10/05	20,0	21,1	0,23	304	9,81	33,0	24,0	7,35	70,0	27,8	32,0	21,1	7,00	1,60	6,44	0,90	369,00	1273,61
17/11/05	22,0	23,4	0,28	413	5,53	77,0	10,1	7,90	32,3	30,9	28,1	26,9	2,20	2,81	10,90	0,01	59,25	294,83
08/12/05	24,2	31,3	0,19	550	27,70	132,0	122,0	8,80	136,0	49,0	99,6	41,3	12,00	5,99	10,00	0,52	8,18	336,58
31/01/06	32,2	31,0	0,23	311	27,40	107,0	94,0	9,18	64,0	29,0	33,0	17,5	27,00	5,48	2,59	4,69	34,77	503,54
09/02/06	30,0	25,0	0,18	384	18,52	89,0	88,0	8,52	75,0	25,3	53,3	20,2	8,00	1,89	1,60	1,29	12,37	1181,09
08/03/06	33,0	29,0	0,22	371	20,80	104,0	88,0	8,75	65,0	27,9	61,3	20,2	12,80	3,52	5,00	5,67	N.D.	364,69
05/04/06	28,0	24,0	0,20	473	15,03	59,0	58,0	8,54	38,0	27,4	22,0	14,9	18,20	1,33	0,53	33,99	780,75	449,92
10/05/06	14,8	15,1	0,16	643	22,50	127,5	83,7	7,20	54,0	14,7	11,2	2,7	1,60	3,27	13,99	54,49	118,97	1788,33
08/06/06	25,0	16,9	0,12	739	24,70	126,0	116,0	7,12	122,0	27,9	41,3	22,6	12,80	3,48	36,28	0,07	144,76	2097,28
05/07/06	18,1	16,0	0,13	604	14,36	130,0	76,0	8,25	315,0	28,6	280,0	16,0	10,00	6,89	21,76	ND	6,60	2783,96
<b>média</b>	<b>23,9</b>	<b>22,2</b>	<b>0,2</b>	<b>459,6</b>	<b>17,4</b>	<b>106,8</b>	<b>86,4</b>	<b>7,75</b>	<b>98,3</b>	<b>29,3</b>	<b>67,7</b>	<b>20,9</b>	<b>10,3</b>	<b>4,8</b>	<b>11,9</b>	<b>9,4</b>	<b>160,6</b>	<b>1154,1</b>
<b>desvio padrão</b>	<b>6,35</b>	<b>6,22</b>	<b>0,05</b>	<b>142,4</b>	<b>7,41</b>	<b>41,67</b>	<b>43,3</b>	<b>0,8</b>	<b>77,8</b>	<b>7,63</b>	<b>72,75</b>	<b>8,92</b>	<b>7,07</b>	<b>3,20</b>	<b>10,49</b>	<b>17,92</b>	<b>230,00</b>	<b>799,15</b>

Legenda: variáveis físicas, físico-químicas, químicas e biológica: T.ar= temperatura do ar, T.água= temperatura da água, Transp.= transparência da água, Cond.= condutividade elétrica, Turb.= turbidez, SST= sólidos suspensos totais, SSV= sólidos suspensos voláteis, pH= potencial hidrogeniônico, DQOT= demanda química de oxigênio total, DQOS= demanda química de oxigênio solúvel, DBO<sub>5</sub>T= demanda bioquímica de oxigênio total, DBO<sub>5</sub>S= demanda bioquímica de oxigênio solúvel, OD= oxigênio dissolvido, PT= fósforo total, N. amon.= nitrogênio amoniacal, NO<sub>3</sub>= nitrato, NO<sub>2</sub>= nitrito e clorof.= clorofila *a*, ND= não detectável.

### ANEXO 3

Tabela 51: Matriz de correlação ( $r$ -Pearson,  $p < 0,05$ ,  $n = 36$ ) entre as variáveis físicas, físico-químicas e químicas da água, além da clorofila  $a$ , na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.

	Tempar	Tempagua	Transp	Condut	Turbidez	SST	SSV	pH	DQOT	DQOS	DBO5T	DBO5S	OD	PT	Namon	NO3	NO2	Clorofila
Tempar	0	2,82E-06	0,3420	0,2182	0,3189	0,4777	0,2123	0,0024	0,0975	0,7237	0,1886	0,1509	4,28E-05	0,0967	0,0242	0,5716	0,1787	0,8266
Tempagua	0,6929	0	0,0536	0,0168	0,2951	0,3786	0,1549	0,0001	0,0263	0,5778	0,1370	0,3377	0,0003	0,1530	0,0002	0,9131	0,1152	0,9968
Transp	0,1631	0,3243	0	0,0393	0,7089	0,0003	0,0043	0,8694	0,1257	0,3151	0,2125	0,6077	0,3753	0,6636	0,2324	0,2884	0,7345	4,92E-07
Condut	-0,2104	-0,3961	-0,3451	0	0,0416	0,2567	0,6522	0,0957	0,1133	0,6327	0,4182	0,8530	0,1093	0,4961	4,47E-07	0,7230	0,1531	0,6045
Turbidez	0,1709	0,1831	-0,0644	0,3414	0	0,5262	0,4583	0,0946	0,5277	0,8725	0,9642	0,6412	0,0031	0,3540	0,9185	0,4205	0,8924	0,7309
SST	0,1222	0,1512	-0,5640	0,1941	0,1092	0	1,45E-15	0,0802	0,8360	0,2816	0,7924	0,7579	0,9612	0,7393	0,8028	0,4297	0,3637	7,26E-06
SSV	0,2130	0,2421	-0,4642	0,0777	0,1276	0,9219	0	0,0281	0,8560	0,2598	0,8927	0,8789	0,5190	0,6472	0,6058	0,6200	0,3315	9,74E-06
pH	0,4907	0,5919	0,0284	-0,2819	0,2829	0,2955	0,3660	0	0,9886	0,3644	0,7284	0,2981	3,65E-05	0,9968	0,0015	0,9285	0,3061	0,4406
DQOT	-0,2805	-0,3700	-0,2600	0,2696	0,1088	0,0358	-0,0313	-0,0023	0	0,0332	1,51E-17	0,1304	0,5132	0,1512	0,0604	0,2784	0,4515	0,6128
DQOS	0,0610	0,0960	0,1723	0,0824	0,0277	-0,1844	-0,1929	0,1557	0,3558	0	0,1302	8,75E-11	0,9096	0,2033	0,4800	0,2491	0,7989	0,0558
DBO5T	-0,2242	-0,2527	-0,2129	0,1392	-0,0077	0,0454	-0,0233	0,0599	0,9408	0,2571	0	0,2672	0,4990	0,0743	0,1921	0,1617	0,1302	0,6333
DBO5S	0,2444	0,1645	0,0885	-0,0320	-0,0804	-0,0532	-0,0263	0,1783	0,2569	0,8454	0,1899	0	0,9065	0,3080	0,9126	0,0422	0,7038	0,5599
OD	0,6270	0,5705	0,1523	-0,2715	0,4796	-0,0084	0,1111	0,6313	-0,1126	0,0196	-0,1164	0,0203	0	0,2138	0,0025	0,6443	0,6191	0,9987
PT	-0,2812	-0,2431	-0,0750	0,1172	-0,1591	0,0574	0,0789	0,0007	0,2442	0,2171	0,3011	0,1748	-0,2123	0	0,0160	0,0020	0,0351	0,6948
Namon	-0,3750	-0,5773	-0,2041	0,7295	0,0177	0,0431	-0,0890	-0,5096	0,3160	0,1216	0,2225	0,0190	-0,4885	0,3988	0	0,1557	0,4306	0,7225
NO3	0,0975	0,0189	-0,1819	0,0612	0,1385	0,1358	0,0855	-0,0155	-0,1856	-0,1972	-0,2383	-0,3405	0,0796	-0,4980	-0,2416	0	0,2285	0,6362
NO2	0,2292	-0,2672	-0,0586	0,2431	-0,0234	-0,1560	-0,1666	-0,1755	-0,1295	-0,0440	-0,2571	0,0656	0,0857	-0,3523	0,1355	0,2058	0	0,8502
Clorofila	0,0378	-0,0007	-0,7278	0,0893	-0,0594	0,6718	0,6649	0,1326	0,0873	-0,3217	0,0823	-0,1005	-0,0003	-0,0677	-0,0613	0,0816	-0,0326	0

Legenda: variáveis físicas, físico-químicas, químicas e biológica: Tempar= temperatura do ar, Tempagua= temperatura da água, Transp.= transparência da água, Condut.= condutividade elétrica, Turbidez= turbidez, SST= sólidos suspensos totais, SSV= sólidos suspensos voláteis, pH= potencial hidrogeniônico, DQOT= demanda química de oxigênio total, DQOS= demanda química de oxigênio solúvel, DBO5T= demanda bioquímica de oxigênio total, DBO5S= demanda bioquímica de oxigênio solúvel, OD= oxigênio dissolvido, PT= fósforo total, N. amon.= nitrogênio amoniacal, NO3= nitrato, NO2= nitrito e clorofila  $a$ .

## ANEXO 4

Tabela 52: Análise de presença/ausência dos táxons da comunidade fitoplanctônica da ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06

Pontos amostrados	ELM1	SLM1	SLM2
<b>Táxons</b>			
<i>Anabaena solitária</i>	1	1	1
<i>Anabaena sp.</i>	1	1	1
<i>Anabaena wisconsinense</i>	1	0	0
<i>Borzia trilocularis</i>	0	1	1
<i>Chroococcus dispersus</i>	1	1	1
<i>Chroococcus limneticus</i>	1	1	1
<i>Chroococcus turgidus</i>	1	1	1
<i>Gloeocapsa arenaria</i>	1	1	1
<i>Gloeotrichia echinulata</i>	1	1	0
<i>Leptolyngbya faveolarum</i>	1	1	1
<i>Lyngbya ochracea</i>	1	1	1
<i>Merismopedia tenuissima</i>	0	0	1
<i>Microcystis aeruginosa</i>	1	1	1
<i>Microcystis flos-aquae</i>	1	1	1
<i>Oscillatoria chlorina</i>	1	1	1
<i>Oscillatoria geminata</i>	1	1	1
<i>Oscillatoria limosa</i>	1	1	1
<i>Phormidium ambiguum</i>	1	1	1
<i>Phormidium formosum</i>	1	1	1
<i>Phormidium tenue</i>	1	1	1
<i>Planktolynghya limnetica</i>	1	1	1
<i>Pseudoanabaena constricta</i>	1	1	1
<i>Synechococcus aeruginosus</i>	1	0	1
<i>Synechocystis aquatilis</i>	1	1	1
<i>Synechocystis minuscula</i>	1	1	1
<i>Synechocystis sp.</i>	1	1	1
<i>Amphora pediculus</i>	1	1	1
<i>Cyclotella sp.</i>	1	0	1
<i>Cymbella aequalis</i>	1	1	1
<i>Gomphonema parvulum</i>	1	1	1
<i>Hantzschia amphioxys</i>	0	0	1
<i>Melosira sp.</i>	0	1	0
<i>Melosira varians</i>	0	1	0
<i>Navicula capitata</i>	0	0	1
<i>Navicula cryptocephala</i>	1	1	1
<i>Nitzschia palea</i>	1	1	1
<i>Nitzschia paleaceae</i>	1	1	1
<i>Pinnularia appendiculata</i>	1	0	0
<i>Pinularia divergens</i>	1	0	1
<i>Surirella ovata</i>	1	1	1
<i>Surirella tenera</i>	0	0	1
<i>Euglena acus</i>	1	1	1
<i>Euglena acus var. acus</i>	1	1	1
<i>Euglena acus var. longissima</i>	1	1	0
<i>Euglena agilis</i>	1	1	1



Tabela 52 - continuação

<i>Euglena allorguei</i>	1	1	1
<i>Euglena ehrenbergii</i>	1	0	0
<i>Euglena gracilis</i>	1	1	1
<i>Euglena granulata</i>	1	1	0
<i>Euglena limnophila</i>	1	1	1
<i>Euglena minuta</i>	0	1	0
<i>Euglena mutabilis</i> var. <i>mutabilis</i>	0	0	1
<i>Euglena oxyuris</i> var. <i>minor</i>	0	0	1
<i>Euglena pisciformis</i>	1	1	1
<i>Euglena polymorpha</i>	1	1	1
<i>Euglena</i> sp.	1	1	0
<i>Euglena spirogyra</i>	1	1	1
<i>Euglena tripteris</i>	1	1	0
<i>Euglena variabilis</i>	1	0	1
<i>Euglena viridis</i>	1	1	1
<i>Lepocinclis caudata</i>	1	1	1
<i>Lepocinclis fusiformis</i>	1	1	1
<i>Lepocinclis ovum</i>	1	1	1
<i>Lepocinclis playfairiana</i>	1	1	1
<i>Lepocinclis sphanophila</i>	1	0	0
<i>Phacus acuminatus</i>	1	1	1
<i>Phacus caudatus</i> var. <i>minor</i>	1	1	1
<i>Phacus curvicauda</i>	1	1	1
<i>Phacus hamatus</i>	1	1	0
<i>Phacus horridus</i>	1	1	1
<i>Phacus ichthydium</i>	1	1	1
<i>Phacus minusculus</i>	1	1	1
<i>Phacus nordstedtii</i>	1	1	1
<i>Phacus oscillans</i>	0	0	1
<i>Phacus pyrum</i>	1	1	1
<i>Phacus raciborskii</i>	1	0	0
<i>Phacus skujae</i>	1	1	1
<i>Phacus tortus</i>	1	1	1
<i>Phacus trimarginatus</i>	1	1	1
<i>Phacus wettsteinii</i>	1	1	1
<i>Strombomonas borystheniensis</i>	0	1	0
<i>Trachelomonas acanthostoma</i>	1	1	0
<i>Trachelomonas armata</i>	0	1	1
<i>Trachelomonas cylindrica</i>	1	1	1
<i>Trachelomonas hispida</i>	1	1	0
<i>Trachelomonas pulcherrima</i>	1	1	1
<i>Trachelomonas robusta</i>	1	0	0
<i>Trachelomonas</i> sp.	1	0	0
<i>Trachelomonas volvocina</i>	1	0	1
<i>Actinastrum hantzschii</i>	1	0	0
<i>Ankistrodesmus Braunii</i>	1	1	1
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i>	0	1	0
<i>Ankistrodesmus libraianus</i>	1	1	1
<i>Chlamydomonas bullata</i>	1	1	1
<i>Chlamydomonas corticata</i>	1	1	1
<i>Chlamydomonas globosa</i>	1	1	1
<i>Chlamydomonas gracilis</i>	1	1	1

Tabela 52 - continuação

<i>Chlamydomonas oleosa</i>	1	0	0
<i>Chlamydomonas paraserbinowi</i>	1	1	1
<i>Chlamydomonas parietaria</i>	0	0	1
<i>Chlamydomonas pertusa</i>	1	1	1
<i>Chlamydomonas printzii</i>	1	1	1
<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	1	1	1
<i>Chlamydomonas soosensis</i>	1	1	1
<i>Chlamydomonas sp.</i>	1	1	1
<i>Chlamydomonas subcaudata</i>	1	1	1
<i>Chlorella ellipsoidea</i>	1	1	1
<i>Chlorella miniata</i>	1	1	1
<i>Chlorella vulgaris</i>	1	1	1
<i>Chlorococcum humicola</i>	1	1	1
<i>Chlorococcum sp.</i>	1	1	1
<i>Coelastrum microporum</i>	1	1	0
<i>Cruscigenia quadrata</i>	1	1	1
<i>Desmodesmus intermedius</i>	1	0	0
<i>Desmodesmus protuberans</i>	0	0	1
<i>Eudorina elegans</i>	1	1	1
<i>Franceia ovalis</i>	1	1	1
<i>Golenkinia paucispina</i>	0	0	1
<i>Golenkinia radiata</i>	0	0	1
<i>Haematococcus lacustris</i>	1	1	1
<i>Hydrodictyon reticulatum</i>	0	0	1
<i>Kirchneriella contorta</i>	1	1	1
<i>Kirchneriella lunaris var. diana</i>	1	1	0
<i>Kirchneriella obesa</i>	1	1	1
<i>Micractinium pusillum</i>	0	1	0
<i>monoraphidium arcuatum</i>	1	1	1
<i>Monoraphidium caribeum</i>	1	1	1
<i>Monoraphidium contortum</i>	1	1	1
<i>Monoraphidium convolutum</i>	1	1	1
<i>Monoraphidium griffithii</i>	1	1	1
<i>Monoraphidium irregulare</i>	1	0	1
<i>Monoraphidium komarkovae</i>	1	1	1
<i>Monoraphidium minutum</i>	1	1	1
<i>Monoraphidium pusillum</i>	1	1	1
<i>Monoraphidium tortile</i>	1	1	1
<i>Oocystis borguei</i>	1	1	1
<i>Oocystis crassa</i>	1	1	1
<i>Oocystis elliptica</i>	1	1	1
<i>Oocystis solitaria</i>	1	1	1
<i>Oocystis sp. b</i>	1	1	1
<i>Oocystis sp. c</i>	1	1	1
<i>Oocystis sp.a</i>	1	1	1
<i>Pandorina morum</i>	1	1	1
<i>Planktosphaera gelatinosa</i>	0	1	0
<i>Polytoma dorsiventrale</i>	0	1	0
<i>Polytoma oligochromatum</i>	0	0	1
<i>Protococcus viridis</i>	0	1	0
<i>Pteromonas angulosa</i>	0	1	1
<i>Pteromonas cordiformis</i>	1	1	1

Tabela 52 - continuação

<i>Scenedesmus acuminatus</i>	1	1	1
<i>Scenedesmus acuminatus var. elongatus</i>	1	0	1
<i>Scenedesmus acutus</i>	1	1	1
<i>Scenedesmus arcuatus var. platydisca</i>	0	0	0
<i>Scenedesmus bicaudatus</i>	0	0	1
<i>Scenedesmus dimorphus</i>	1	1	1
<i>Scenedesmus disciformis</i>	0	1	1
<i>Scenedesmus intermedius</i>	1	0	1
<i>Scenedesmus javanensis</i>	1	1	1
<i>Scenedesmus microspina</i>	1	1	1
<i>Scenedesmus nanus</i>	1	1	1
<i>Scenedesmus pectinatus</i>	1	0	0
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	1	1	1
<i>Schizochlamys planctonica</i>	0	0	1
<i>Sphaerellopsis gelatinosa</i>	1	1	1
<i>Tetraedron minimum</i>	1	1	1
<i>Tetraedron muticum</i>	1	1	1
<i>Tetrastrum glabrum</i>	0	0	1
<i>Volvox aureus</i>	0	1	1
<i>Volvox globator</i>	0	1	0
<i>Cosmarium contractum</i>	0	0	1
<i>Cosmarium laeve</i>	1	0	1
<i>Cosmarium sp. a</i>	1	0	0
<i>Cosmarium sp. b</i>	1	0	0
<i>Cosmarium sp. c</i>	0	1	1

## ANEXO 5

Tabela 53: Abundância total dos táxons da comunidade fitoplanctônica na ELM1, SLM1 e SLM2 da ETE-UCS, no período de agosto/05 a julho/06.

Divisão/classe/espécie/ ind/mL	ELM1	SLM1	SLM2
<b>Divisão Cyanophyta</b>			
<b>Classe Cyanophyceae</b>			
<i>Anabaena solitária</i>	270	695	500
<i>Anabaena sp.</i>	232	312	333
<i>Anabaena wisconsinense</i>	14	0	0
<i>Borzia trilocularis</i>	0	200	33
<i>Chroococcus dispersus</i>	2335	150	346
<i>Chroococcus limneticus</i>	71	140	206
<i>Chroococcus turgidus</i>	208	89	81
<i>Gloeocapsa arenaria</i>	66	28	42
<i>Gloeotrichia echinulata</i>	887	667	0
<i>Leptolyngbya faveolarum</i>	194	122	189
<i>Lyngbya ochracea</i>	28	417	111
<i>Merismopedia tenuissima</i>	0	0	21
<i>Microcystis aeruginosa</i>	66879	22274	6325
<i>Microcystis flos-aquae</i>	126	111	33
<i>Oscillatoria chlorina</i>	0	251	567
<i>Oscillatoria geminata</i>	347	223	322
<i>Oscillatoria limosa</i>	149	670	1467
<i>Phormidium ambiguum</i>	104	726	1467
<i>Phormidium formosum</i>	667	756	654
<i>Phormidium tenue</i>	19081	24339	2448
<i>Planktolyngbya limnetica</i>	69	367	433
<i>Pseudoanabaena constricta</i>	155	134	222
<i>Synechococcus aeruginosus</i>	24	0	56
<i>Synechocystis aquatilis</i>	63720	75208	138759
<i>Synechocystis minuscula</i>	42042	52609	85106
<i>Synechocystis sp.</i>	329	488	346
<b>Divisão Heterokontophyta</b>			
<b>Classe Bacillariophyceae</b>			
<i>Amphora pediculus</i>	1507	2152	1704
<i>Cyclotella sp.</i>	15	0	21
<i>Cymbella aequalis</i>	26	14	196
<i>Gomphonema parvulum</i>	473	375	228
<i>Hantzschia amphioxys</i>	0	0	83
<i>Melosira sp.</i>	0	144	0
<i>Melosira varians</i>	0	83	0
<i>Navicula capitata</i>	0	0	21
<i>Navicula cryptocephala</i>	100	47	206
<i>Nitzschia palea</i>	291	12	76
<i>Nitzschia paleaceae</i>	28	51	123
<i>Pinnularia appendiculata</i>	14	0	0
<i>Pinularia divergens</i>	15	0	28
<i>Surirella ovata</i>	3195	7900	7253
<i>Surirella tenera</i>	0	0	63
<b>Divisão Euglenophyta</b>			
<b>Classe Euglenophyceae</b>			
<i>Euglena acus</i>	10	47	30
<i>Euglena acus var. acus</i>	144	145	78
<i>Euglena acus var. longissima</i>	251	483	0
<i>Euglena agilis</i>	811	793	1411
<i>Euglena allorguei</i>	10	65	21
<i>Euglena ehrenbergii</i>	28	0	0
<i>Euglena gracilis</i>	1071	771	1083
<i>Euglena granulata</i>	108	26	0
<i>Euglena limnophila</i>	510	327	310
<i>Euglena minuta</i>	0	39	0
<i>Euglena mutabilis var. mutabilis</i>	0	0	67
<i>Euglena oxyuris var. minor</i>	0	0	56
<i>Euglena pisciformis</i>	401	14	111
<i>Euglena polymorpha</i>	1022	273	575
<i>Euglena sp.</i>	125	20	0
<i>Euglena spirogyra</i>	10	33	33
<i>Euglena tripteris</i>	12	61	0
<i>Euglena variabilis</i>	83	0	56

Tabela 53 - continuação

<i>Euglena viridis</i>	49	59	69
<i>Lepocinclis caudata</i>	208	33	60
<i>Lepocinclis fusiformis</i>	3556	895	222
<i>Lepocinclis ovum</i>	2013	1221	538
<i>Lepocinclis playfairiana</i>	1191	475	111
<i>Lepocinclis sphanophila</i>	83	0	0
<i>Phacus acuminatus</i>	156	246	63
<i>Phacus caudatus var.minor</i>	178	967	1017
<i>Phacus curvicauda</i>	31	51	96
<i>Phacus hamatus</i>	21	32	0
<i>Phacus horridus</i>	274	28	76
<i>Phacus ichthydium</i>	125	64	48
<i>Phacus minusculus</i>	289	101	1056
<i>Phacus nordstedtii</i>	302	464	817
<i>Phacus oscillans</i>	0	0	114
<i>Phacus pyrum</i>	14	406	196
<i>Phacus raciborskii</i>	12	0	0
<i>Phacus skujae</i>	147	307	468
<i>Phacus tortus</i>	125	67	278
<i>Phacus trimarginatus</i>	439	201	260
<i>Phacus wettsteinii</i>	505	58	30
<i>Strombomonas borystheniensis</i>	0	6	0
<i>Trachelomonas acanthostoma</i>	74	123	0
<i>Trachelomonas armata</i>	0	83	21
<i>Trachelomonas cylindrica</i>	243	69	21
<i>Trachelomonas hispida</i>	28	6	0
<i>Trachelomonas pulcherrima</i>	376	437	525
<i>Trachelomonas robusta</i>	167	0	0
<i>Trachelomonas sp.</i>	26	0	0
<i>Trachelomonas volvocina</i>	26	0	21
<b>Divisão Chlorophyta</b>			
<b>Classe Chlorophyceae</b>			
<i>Actinastrum hantzschii</i>	28	0	0
<i>Ankistrodesmus Braunii</i>	1521	6364	15375
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i>	0	83	0
<i>Ankistrodesmus libraianus</i>	470	1250	778
<i>Chlamydomonas bullata</i>	4292	8028	2759
<i>Chlamydomonas corticata</i>	32159	60785	13031
<i>Chlamydomonas globosa</i>	53554	76955	49462
<i>Chlamydomonas gracilis</i>	24897	5106	67358
<i>Chlamydomonas oleosa</i>	28	0	0
<i>Chlamydomonas paraserbinowi</i>	278	61	33
<i>Chlamydomonas parietaria</i>	0	0	67
<i>Chlamydomonas pertusa</i>	12457	46703	1556
<i>Chlamydomonas printzii</i>	18659	143918	5007
<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	8218	69354	508
<i>Chlamydomonas soosensis</i>	265	183	129
<i>Chlamydomonas sp.</i>	5835	55393	96
<i>Chlamydomonas subcaudata</i>	3743	3835	17916
<i>Chlorella ellipsoidea</i>	75757	69217	69064
<i>Chlorella miniata</i>	71778	88369	91461
<i>Chlorella vulgaris</i>	42676	23688	5391
<i>Chlorococcum humicola</i>	25009	20173	93639
<i>Chlorococcum sp.</i>	24120	26973	77970
<i>Coelastrum microporum</i>	111	131	0
<i>Cruscigenia quadrata</i>	189	304	437
<i>Desmodesmus intermedius</i>	28	0	0
<i>Desmodesmus protuberans</i>	0	0	83
<i>Eudorina elegans</i>	15	248	111
<i>Franceia ovalis</i>	109	67	367
<i>Golenkinia paucispina</i>	0	0	278
<i>Golenkinia radiata</i>	0	0	56
<i>Haematococcus lacustris</i>	250	250	591
<i>Hydrodictyon reticulatum</i>	0	0	42
<i>Kirchneriella contorta</i>	733	2763	278
<i>Kirchneriella lunaris var. diana</i>	222	367	0
<i>Kirchneriella obesa</i>	375	2440	597
<i>Micractinium pusillum</i>	0	111	0
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	1826	2060	5001
<i>Monoraphidium caribeum</i>	2086	3561	8290
<i>Monoraphidium contortum</i>	188	335	825
<i>Monoraphidium convolutum</i>	61372	71330	69591
<i>Monoraphidium griffithii</i>	66	146	176

Tabela 53 - continuação

<i>Monoraphidium irregulare</i>	652	0	525
<i>Monoraphidium komarkovae</i>	287	397	301
<i>Monoraphidium minutum</i>	986	2050	6684
<i>Monoraphidium pusillum</i>	15	117	63
<i>Monoraphidium tortile</i>	126	180	265
<i>Oocystis borguei</i>	306	370	89
<i>Oocystis crassa</i>	40	52	210
<i>Oocystis elliptica</i>	83	120	104
<i>Oocystis solitaria</i>	24	13	60
<i>Oocystis sp. b</i>	931	665	492
<i>Oocystis sp. c</i>	1057	711	1839
<i>Oocystis sp.a</i>	28	51	42
<i>Pandorina morum</i>	137	236	157
<i>Planktosphaera gelatinosa</i>	0	13	0
<i>Polytoma dorsiventrale</i>	0	194	0
<i>Polytoma oligochromatum</i>	0	0	54
<i>Protococcus viridis</i>	0	111	0
<i>Pteromonas angulosa</i>	0	6	7208
<i>Pteromonas cordiformis</i>	42167	55250	5875
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	1050	793	687
<i>Scenedesmus acuminatus var. elongatus</i>	250	0	83
<i>Scenedesmus acutus</i>	153	767	490
<i>Scenedesmus bicaudatus</i>	0	0	30
<i>Scenedesmus dimorphus</i>	485	345	706
<i>Scenedesmus disciformis</i>	0	556	21
<i>Scenedesmus intermedius</i>	139	0	33
<i>Scenedesmus javanensis</i>	306	144	28
<i>Scenedesmus microspina</i>	139	111	90
<i>Scenedesmus nanus</i>	15	144	313
<i>Scenedesmus pectinatus</i>	49	0	0
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	1297	720	1111
<i>Schizochlamys planctonica</i>	0	0	33
<i>Sphaerellopsis gelatinosa</i>	451	178	618
<i>Tetraedron minimum</i>	988	945	485
<i>Tetraedron muticum</i>	500	167	4194
<i>Tetrastrum glabrum</i>	0	0	58
<i>Volvox aureus</i>	0	194	33
<i>Volvox globator</i>	0	13	0
<b>Classe Zignematophyceae</b>			
<i>Cosmarium contratum</i>	0	0	96
<i>Cosmarium laeve</i>	125	0	28
<i>Cosmarium sp. a</i>	125	0	0
<i>Cosmarium sp. b</i>	333	0	0
<i>Cosmarium sp. c</i>	0	46	667