

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA

Maudia Sadouni Fonseca

A COMUNIDADE PLANCTÔNICA E A QUALIDADE DA ÁGUA
NO LAGO PARANOÁ, BRASÍLIA, DF, BRASIL

CHRISTINA WYSS CASTELO BRANCO

Dissertação apresentada ao
Departamento de Ecologia,
da Universidade de Brasília
como requisito parcial à
obtenção do grau de Mestre
em Ecologia.

OAE
UnB
597:628.16
(817.4)
(043)

Brasília

1991

Trabalho realizado junto ao Departamento de Ecologia do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade de Brasília, sob a orientação do Professor Dr. Antônio José Andrade Rocha, com suporte financeiro do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

Aprovado por:



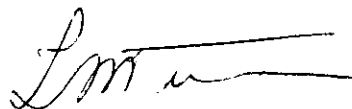
Dr. Antônio José Andrade Rocha

Professor Orientador



Dr. Raoul Henry

Membro da Banca Examinadora

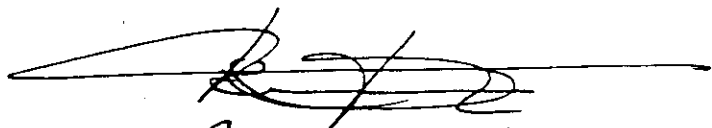


Dra. Takako Matsumura-Tundisi

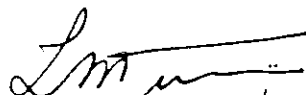
Membro da Banca Examinadora

A Banca examinadora louve por
bem aprovar a candidata com conceito A
e distinção e louvor, considerando a
originalidade do trabalho e seu excelente
nível científico, podendo inclusive ser
um trabalho para Tese de Doutorado.

Brasília, 13 de novembro de 1991



RAOUL HENRY



Takako Matsumura Tandisi



ANTONIO JOSÉ A. ROCHA

A todos

Que amam as águas

Águas de nascentes,

Águas de córregos, rios,

Águas de riachos, brejos,

Águas de lagoas e lagos.

Às águas

Que alguns amam.

Ao filhote José Hugo,

Querido companheirinho nosso,

Escondidinho, sacudindo desde cedo,

No balanço das águas do Paranoá.

Agradecimentos

Ao Prof. Dr. Antonio José Andrade Rocha pela orientação e ajuda dispensada nas diversas fases deste trabalho;

Aos membros da banca examinadora, os Professores Dr. Raoul Henry, Dra. Takako Matsumura-Tundisi e Dr. John DuVall Hay (membro suplente), pelas valiosas críticas e sugestões apresentadas;

Ao Prof. Dr. Pedro Americo Cabral Senna pela orientação, estímulo e sugestões apresentadas na elaboração deste trabalho;

Aos amigos e colegas do Curso de Mestrado, Ana Lúcia T. de Aquino Leite, Fernando Luis R.M. Starling, João Valdemar Grando, Elvira Xavier Vieira e João Paulo Vianna pela cooperação durante os trabalhos de campo;

Em especial aos M.Sc. Ana Lúcia T. de Aquino Leite e Fernando Luis R.M. Starling pelo incentivo e auxílio nas análises de laboratório;

Ao M.Sc. Fernando Luis R.M. Starling pelas discussões e sugestões dadas no decorrer deste estudo;

A Professora Luiza Krau pela amizade, incentivo e acesso à sua biblioteca particular;

Ao Prof. Walter Koste pela amizade e pelo auxílio na classificação dos rotíferos;

Aos Professores Dr. Kozo Hino "in memoriam", Dra. Vilneide Mabel Q.G. Lima e Dr. Allen Hagler pelas valiosas opiniões no início deste estudo;

Aos Professores Dra. Vera Lúcia Huszar e Marcelo Marinho pelas sugestões e pelo auxílio no tratamento de dados;

Ao Prof. Dr. Jean Valentin pelas valiosas críticas acerca das análises multivariadas deste trabalho;

Aos Professores Dr. Roberto B. Cavalcanti e Dr. Raimundo Henriques pelas sugestões na parte de análise multivariada;

Aos Professores Cristina Rodrigues e Sérgio Bonecker pela amizade e pelo auxílio na instalação de "softwares", fundamentais à conclusão deste trabalho;

Aos Professores Marco Antônio Almeida de Souza e Ricardo da Silveira Bernardes por terem permitido o uso do Laboratório de Aguas da Faculdade de Tecnologia da UnB onde foram realizadas as análises químicas e bacteriológicas;

Aos Professores Dr. José G. Tundisi, Dra. Kumiko Mizuta e Dr. Geraldo A. Luzes Filho por terem cedido reagentes químicos e aparelhos indispensáveis às análises químicas;

Aos técnicos do setor de Fitoplâncton do Laboratório da FKEMA, em especial as Biólogas Glaucia Freitas Sampaio Pinto e Gisele Soares Alves, pelas facilidades para a realização das contagens de fitoplâncton;

Ao corpo técnico do Laboratório de Limnologia da CAESB,

por permitir o uso de seus equipamentos na fase inicial deste trabalho e em particular as Biólogas Cristine Gobatto B. Cavalcanti e Vera R.E. Alves pela colaboração no levantamento bibliográfico;

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de estudo concedida;

A todos os Professores do Curso de Mestrado em Ecologia;

Aos meus pais e a minha avó pelo carinho e incentivo constantes;

Ao Castelo pelo otimismo, carinho e paciência fundamentais para o decorrer deste estudo;

ÍNDICE

1. INTRODUÇÃO

1.1 As Comunidades do Fitoplâncton, do Zooplâncton e a Qualidade da Água.....	1
1.2. Histórico dos Trabalhos realizados no Lago Paranoá.....	7
1.3. Objetivos do Presente Estudo.....	13

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Area de Estudo.....	15
2.2. Dados Climatológicos.....	18
2.3. Coleta das Amostras.....	18
2.3.1. Pontos de Coleta.....	18
2.3.2. Procedimentos de Coleta.....	20
2.4. Análises Físico-Químicas	
2.4.1. Temperatura da Água.....	22
2.4.2. Condutividade.....	22
2.4.3. Transparência.....	23
2.4.4. Potencial Hidrogeniônico (pH).....	24
2.4.5. Oxigênio Dissolvido.....	25
2.4.6. Alcalinidade Total e Carbono Inorgânico.....	26
2.4.7. Amônio.....	27
2.4.8. Nitrito.....	28
2.4.9. Nitrato.....	29
2.4.10. Ortofosfato Dissolvido e Fosfato Total.....	30

x 2.5. Análises Biológicas	
2.5.1. Análises Bacteriológicas.....	31
2.5.2. Clorofila-a.....	36
2.5.3. Fitoplâncton.....	38
2.5.4. Zooplâncton.....	45
2.6. Tratamento dos Dados	
2.6.1. Abundância e Frequência das Espécies.....	51
2.6.2. Índice de Diversidade.....	52
2.6.3. Análise Multivariada.....	52

3. RESULTADOS

3.1. Dados Climatológicos.....	57
3.2. Dados Físico-Químicos	
3.2.1. Temperatura da Água.....	58
3.2.2. Condutividade.....	61
3.2.3. Transparência, Zona Eufótica e Coef. de Extinção.....	63
3.2.4. Potencial Hidrogeniônico (pH).....	64
3.2.5. Oxigênio Dissolvido.....	65
3.2.6. Alcalinidade Total e Carbono Inorgânico.....	65
3.2.7. Amônio.....	66
3.2.8. Nitrito.....	67
3.2.9. Nitrato.....	67
3.2.10. Ortofosfato Dissolvido.....	68
3.2.11. Fosfato Total.....	68
3.3. Dados Biológicos	
3.3.1. Bactérias Heterotróficas.....	69
3.3.2. Coliformes Totais.....	70

3.3.3. Clorofila-a.....	71
× 3.3.4. Fitoplâncton.....	71
* 3.3.5. Zooplâncton.....	79
✓ 3.4. Análise Multivariada	
× 3.4.1. Fitoplâncton.....	86
× 3.4.2. Zooplâncton.....	89
✓ 3.4.3. Parâmetros Físico-Químicos e Biológicos.....	92

DISCUSSÃO

4.1. Parâmetros Físico-Químicos.....	95
4.2. Parâmetros Biológicos	
4.2.1. Bactérias.....	131
→ 4.2.2. Fitoplâncton.....	143
→ 4.2.3. Zooplâncton.....	180
→ 4.3. Parâmetros Físico-Químicos e Biológicos.....	211
5. CONCLUSÕES.....	216
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	221
7. FIGURAS.....	280
8. TABELAS.....	327

RESUMO:

Com o objetivo de se estudar a comunidade planctônica e a qualidade da água no Lago Paranoá, foram realizadas coletas em sete pontos distintos do lago, durante treze meses consecutivos, de março de 1988 à março de 1989.

Foram efetuadas análises qualitativas e quantitativas do fitoplâncton e do zooplâncton, análises bacteriológicas com pesquisa de bactérias heterotróficas e coliformes totais, determinação da clorofila-a, medida da temperatura e condutividade da coluna d'água, medidas de transparência da água, pH, oxigênio dissolvido, alcalinidade total, carbono inorgânico, amônio, nitrato, ortofosfato dissolvido e fosfato total.

A análise da estrutura da comunidade planctônica foi feita avaliando-se a abundância relativa e a frequência de ocorrência das espécies e com o cálculo de índice de diversidade. Para o tratamento dos dados obtidos, empregou-se análise multivariada com a utilização de técnicas de agrupamento e análises de fatorial de correspondência e de componentes principais.

De uma maneira geral, a coluna d'água nos pontos estudados apresentou-se termicamente homogênea de maio à julho e estratificada no restante dos meses de estudo, ocorrendo durante o período de estratificação homogenizações irregulares da massa d'água. A desestratificação, observada em maio, ocasionou alteração de parâmetros físico-químicos que influíu diretamente sobre a comunidade planctônica e a qualidade da água.

Ao longo de todo o estudo, a comunidade fitoplanctôni-

ca, dominada em 84% das amostras analisadas pela cianoficea *Cylindrospermopsis raciborskii*, apresentou 76 táxons, sendo 54 da divisão Chlorophyta, 10 da Cyanophyta, 8 da Euglenophyta e 4 da Pyrrophyta.

Excetuando-se *Cylindrospermopsis raciborskii*, a maior parte das algas encontradas apresentou uma maior frequência e abundância na época seca e no início da chuvosa e/ou nos pontos com maior influência de aporte de nutrientes.

A dominância observada de *Cylindrospermopsis raciborskii* deve ter sido favorecida por um conjunto de fatores autógenos e alógenos ao ambiente aquático, tais como um período prolongado de estratificação na época chuvosa, maiores valores de pH e de temperatura, ausência de pressão de herbivoria pelo zooplâncton e ainda, provavelmente, sua capacidade de migrar na coluna, fixar de nitrogênio e o longo tempo de retenção da massa d'água. Por outro lado, a cianoficea dominante foi associada significativamente com os valores de oxigênio e pH.

A comunidade do zooplâncton amostrada foi constituída por uma espécie de copépodo ciclopóide, 3 espécies de cladóceros e 33 de rotíferos, sendo que vários táxons encontrados são indicadores de eutrofia nas regiões temperadas.

As espécies mais abundantes no zooplâncton, *Thermocyclops decipiens*, *Brachionus calyciflorus*, *Brachionus angularis* e *Bosmina longirostris* apresentaram em comum um maior número na época seca e/ou nos pontos 1 e 2 de coletas.

Nos pontos de amostragem com menor aporte de nutrientes, caracterizou-se uma comunidade zooplanctônica pouco abundante mas mais diversificada e que, embora não consumindo diretamente a biomassa algal dominante, deve agir continuamente so-

bre o nanofitoplâncton presente, detritos, bactérias e outras pequenas partículas do meio.

Nos pontos de coleta ou épocas que apresentaram maiores condições de trofia e menor qualidade da água, foi verificado um menor domínio de *Cylindrospermopsis raciborskii*, maiores concentrações de bactérias, de outras cianofíceas, de pirrofitáceas+euglenofíceas, maior diversidade do fitoplâncton e abundância de rotíferos e copépodos e uma menor diversidade da comunidade zooplanctônica.

Foram constatados dois tipos de variação na composição do plâncton e nos parâmetros físico-químicos: uma, de ordem espacial, foi verificada entre os pontos 1, 2 e ocasionalmente 3 e os demais pontos de coleta, evidenciando a deterioração na qualidade da água nesses primeiros locais e a outra, de ordem temporal, demonstrando a atuação das condições do perfil da coluna d'água e da existência de seca ou chuvas sobre os ciclos de nutrientes e as espécies planctônicas.

Pela análise de componentes principais, que sintetizou parte da dinâmica observada entre a comunidade planctônica e a qualidade da água no Lago Paranoá, o gradiente de trofia, sobre o qual atuou fatores de ordem espacial e temporal, foi o principal responsável pela variabilidade observada nos dados.

SUMMARY:

The plankton community and water quality of Lake Paranoá were studied monthly at seven collection stations during the period March 1988 to March 1989.

Qualitative and quantitative variations of phytoplankton and zooplankton communities were analysed and counts of heterotrophic bacteria and total coliform performed. Other parameters measured were: temperature and conductivity of water column, chlorophyll-a, transparency, pH, oxygen saturation, total alkalinity, inorganic carbon, ammonia, nitrite, nitrate, orthophosphate and total phosphorus.

In order to evaluate the communities structure the relative abundance and occurrence frequency of species and diversity index were determined. In the multivariate statistical treatment of data, cluster analysis, correspondence factorial and principal component analysis were used.

In general, the thermal structure in the collection stations showed a circulation period from May to July and a thermal stratification during the other months, when some irregular homogenizations occurred. The circulation observed in May exerted a considerable influence on the plankton community and water quality.

The phytoplankton, dominated by the cyanophyta *Cylindrospermopsis raciborskii* in 84% of the samples, consisted of 76 taxa: 54 Chlorophyta, 10 Cyanophyta, 8 Euglenophyta and 4 Pyrrophyta.

Except *Cylindrospermopsis raciborskii*, most of algae appeared in high numbers in the dry season and in the beginning of the rainy season and/or in the stations that receive more influence of nutrients loadings.

The observed dominance of *Cylindrospermopsis raciborskii* may be favoured by some autochthonous and allochthonous factors in the aquatic ecosystem such as a prolonged stratification period during the rainy season, high pH and temperature, absence of zooplankton herbivory pressure and probably also its capacity of moving in the water column, nitrogen fixation and a long retention-time of lake water. The dominant cyanophyta was associated positively with oxygen and pH values.

The zooplankton consisted of 37 taxa: one cyclopoid copepod, 3 cladocera and 33 rotifers, many of which are indicators of eutrophy in temperate regions.

The most frequently occurring species in the zooplankton community *Thermocyclops decipiens*, *Brachionus calyciflorus*, *Brachionus angularis* and *Bosmina longirostris* appeared in high numbers in the dry season and/or in stations 1 and 2.

In the stations that received lower nutrient loadings, the zooplankton community was characteristically little abundant but with higher diversity and, although not directly consuming the dominant algal biomass, seemed to act continually over the nanoplankton, bacteria, detritus and other small particles present in the water.

In the stations or seasons with highly eutrophic conditions and lower water quality there was only a little dominance of *Cylindrospermopsis raciborskii*, higher bacterial

concentrations, abundance of other cyanophyta, pyrrophyta+euglenophyta, phytoplankton diversity, copepod and rotifer abundance but lower zooplankton diversity.

In summary, the results showed two kinds of variation in the plankton composition and in the physical-chemical parameters: a spatial one, observed between stations 1, 2 and occasionally 3, and other stations demonstrating the existence of water quality deterioration in these three points and a temporal one that showed the influence of water column stability and of the dry or rainy season on nutrient cycles and planktonic species.

The result of the principal component analysis that summarized part of the observed dynamics between the plankton community and the water quality in Lake Paranoa indicated the trophic degree, influenced by spatial-temporal factors, as the principal element responsible for the variability of most of the data studied.

1. INTRODUÇÃO

1.1. As Comunidades do Fitoplâncton, do Zooplâncton e a Qualidade da Água

O interesse na estrutura das comunidades que compõem os ecossistemas e o desenvolvimento de metodologias objetivando a descrição e compreensão de sua dinâmica estão entre os principais objetivos de pesquisas ecológicas que visam um adequado manejo da proteção ambiental.

Além da identificação dos padrões inerentes à organização das comunidades, tem sido salientada, cada vez mais, a importância de serem definidos os determinantes ecológicos que atuam sobre as dinâmicas populacionais.

As espécies, que constituem as comunidades naturais, são sensores muito precisos de propriedades do ambiente. A coexistência de muitos organismos em um local permite a caracterização do mesmo, em termos ecológicos, pela superposição dos respectivos nichos teóricos que correspondem a cada uma das espécies presentes (Margalef, 1983). Ainda que seja impossível definir os nichos com rigidez, a presença e abundância das várias espécies na comunidade e suas interações proporcionam indícios tanto sobre a história como sobre o funcionamento atual do ecossistema (Miracle, 1974; Wetzel, 1975; Herricks & Cairns, 1982 e Margalef, 1983).

Em estudos de ecossistemas de águas continentais, a

análise das comunidades planctônicas, em especial, reveste-se de significativa importância para que se obtenha uma compreensão adequada das condições existentes no meio aquático. O agrupamento, a distribuição de organismos do plâncton e suas sucessões são conseqüências da interação complexa entre as exigências de cada indivíduo à respeito de fatores do meio, suas reações de tolerância, competição e proveito com relação a outras espécies (Laurent *in* Pesson, 1979).

As características dos corpos d'água são resultantes de ações recíprocas entre os componentes biológicos e os parâmetros físico-químicos. Se, por um lado, a qualidade do "substrato" aquático está refletida pela natureza das associações planctônicas, por outro lado, estas atuam sobre o meio que as sustenta, condicionando características químicas e físicas (ação sobre o pH, oxigênio, cor e equilíbrio iônico) e biológicas (competição, predação, inibição e estimulação) (Angeli *in* Pesson, 1979; APHA, 1985).

A análise do plâncton lacustre, tanto no que se refere a descrição de sua distribuição, variação espacial e temporal, como suas relações com fatores ambientais, tem sido alvo de inúmeros estudos.

Com relação ao fitoplâncton, Ruttner (1943) realizou extenso trabalho, em sistemas lacustres tropicais, mostrando semelhanças entre a composição do fitoplâncton dessas regiões com as de regiões temperadas.

Lewis (1974, 1986), estudando o Lago Lanao nas Filipinas e o Lago Valencia na Venezuela, evidenciou que a divisão

temporal de nichos dos principais grupos de algas ocorreu em função da distribuição de nutrientes e luz. Em pesquisas na represa do Lobo, São Paulo, Hino (1979) sugeriu como fatores determinantes das variações observadas na comunidade fitoplanctônica, a precipitação total, a predação seletiva e a reciclagem de nutrientes. Sant'Anna & Martins (1982), abordando a taxonomia de clorofíceas e aspectos limnológicos de lagos da Amazônia, evidenciaram a influência do pH e da transparência para o desenvolvimento dessas algas. Estudando a sazonalidade do fitoplâncton em lagos africanos, Talling (1986) concluiu que a pluviosidade e a estrutura da coluna d'água foram os principais determinantes das variações encontradas.

Levando em conta lagos de diversas latitudes, Hutchinson (1967) definiu 13 grandes tipos de associações de algas em função do tipo de ambiente em que se apresentavam. Segundo este autor, a análise da comunidade fitoplanctônica possibilita a determinação das condições tróficas presentes.

Sob outro aspecto, Shapiro *et al.* (1975), Shapiro (1980) e Lynch & Shapiro (1981) demonstraram, a partir de observações de campo e experimentais, que a estrutura trófica influenciou a composição de espécies fitoplanctônicas dos lagos.

A existência de sensibilidade de diferentes algas a mudanças químicas da água e a verificação de sucessão de espécies na comunidade do fitoplâncton, relativa às variações nas taxas de suprimento de nutrientes e em decorrência de eutrofização foram evidenciadas através dos trabalhos de Brook (1965, 1982), Moss (1973a, 1973b, 1973c), Jones (1977), Hergenrader (1980).

Tilman *et al.* (1982), Smith & Kalf (1983), Kilham & Kilham (1984) e de Lind (1984).

Com referência ao zooplâncton, em muitos estudos encontra-se a descrição formal de suas comunidades e os padrões encontrados de sua distribuição e/ou abundância (Green, 1965, 1971, 1976, 1986; Davis, 1969; George, 1974; Brandorff, 1976; Nie *et al.*, 1980; Swar & Fernando, 1980; Koste & Hardy, 1984; Koste & Bottger, 1989; Koste, 1989; Boltovskoy *et al.*, 1990) ou a inferência sobre a ordenação das espécies dentro do espaço ecológico e suas relações com fatores ambientais (Hazelwood & Parker, 1963; Lane, 1975; Dumont, 1977; Hoffmann, 1975, 1977; Zánkai & Ponyi, 1986).

A respeito de grupos zooplanctônicos, Pinel-Alloul *et al.* (1988) demonstraram que o grau de heterogeneidade espacial das populações de microcrustáceos não é apenas função de suas densidades, variando de acordo também com fatores relacionados a componentes da natureza específica dos organismos presentes. Em lagos temperados, foi observado por Ruttner-Kolisko (1974), a existência de uma típica sucessão sazonal de associações de rotíferos dependente, primeiramente, da temperatura e, em seguida, das necessidades alimentares de seus membros. Miracle (1974), em estudo com populações de rotíferos dentro de um mesmo lago, verificou a presença de diferenciações ecológicas significativas entre espécies próximas.

Em lagos tropicais, alguns trabalhos evidenciaram a dominância de certos grupos dentro da comunidade zooplanctônica, como os rotíferos em represas de São Paulo, (Matsumura-Tundisi &

Tundisi, 1976; Sendacz *et al.*, 1985) e em lagos amazônicos (Koste & Robertson, 1983; Hardy *et al.*, 1984) e os microcrustáceos também em lagos amazônicos (Brandorff, 1976; Carvalho, 1984). Twombly (1983) e Pinto-Coelho (1987) concluíram em seus estudos que, para as regiões tropicais, os padrões de desenvolvimento sazonal das comunidades do zooplâncton ainda não estão bem determinados devido principalmente à ocorrência de flutuações de curta duração.

Várias pesquisas têm examinado as relações entre a abundância do zooplâncton, a qualidade da água e o estado trófico de lagos (Gannon & Stemberger, 1978; Blancher, 1984; James & Forsyth, 1990), todas tendo salientado que tanto a composição quanto a estrutura das comunidades são afetadas pelos processos de eutrofização.

O crescimento acelerado da degradação dos sistemas aquáticos durante os últimos 30 anos, assim como a modificação progressiva da natureza e da quantidade dos despejos afluentes a esses ambientes, tem contribuído para fazer a determinação da qualidade biológica das águas, uma tarefa cotidiana para a avaliação de impactos ambientais e para o controle e manejo de ecossistemas (Kohn, 1980; Dutka *et al.*, 1988).

Dentro desse quadro, a análise da comunidade planctônica tem importante participação. Na aplicação de monitoramento biológico, definido segundo Matthews *et al.* (1982), como o uso sistemático de respostas biológicas para avaliar mudanças no meio ambiente, aspectos qualitativos e quantitativos das comunidades planctônicas têm sido utilizados como informação fundamen-

tal em programas de controle de qualidade de corpos d'água. Devido aos seus curtos ciclos de vida, o plâncton responde rapidamente a variações ambientais, sendo por isso, seu "standing-crop" e a sua composição de espécies indicativos da qualidade da massa d'água em que se encontram (Branco *et al.*, 1963; Brook, 1965; Arora, 1966; Sládecek, 1965, 1983; Palmer, 1962, 1969a; Sládecek & Perman, 1978; Van Nuland & Meis, 1980; APHA, 1985; Holland *et al.*, 1983; Pejler, 1983; Berzins & Pejler, 1987; Kuczynski, 1987).

Freqüentemente, dados acerca do plâncton são condensados em índices comparativos, como os de diversidade, utilizados juntamente com parâmetros físico-químicos, para monitorar os efeitos de poluentes e variação de grau de trofia (Moore, 1979; Relevante & Gilmartin, 1980; Robinson & Sandgren, 1984).

Por outro lado, certos organismos planctônicos têm contribuição ativa em processos de auto-depuração (Kryutchkova, 1967; Seaman *et al.*, 1986) e outros são causadores de transtornos pela sua proliferação excessiva. Muitas vezes, modificações produzidas na composição do plâncton não têm um impacto ecológico limitado. Mesmo a curto prazo, podem repercutir na utilização de ambientes lacustres pelo homem, afetando a qualidade da água para consumo e/ou aspectos relativos a interesses estéticos, náuticos e econômicos.

Além da comunidade planctônica, as bactérias existentes na água têm atuação fundamental na dinâmica dos nutrientes e na estabilização de despejos de origem doméstica e industrial. A maior parte desses organismos é heterotrófica e o principal res-

ponsável pelas oxidações biológicas, em especial, pelos processos de transformação e mineralização da matéria orgânica (Chróst. 1975 e Aizaki, 1985).

Apesar da reconhecida interdependência existente entre o fitoplâncton, zooplâncton e bactérias, são poucos os trabalhos clássicos, dentro da Limnologia, que tenham verificado as flutuações desses três componentes dentro de um único ecossistema e durante um mesmo período de tempo. Destacam-se nesta linha, o trabalho de Goldmann *et al.* (1968), no Lago Maggiore, na Itália, que abordou a produção primária, o fitoplâncton, o zooplâncton e suas correlações com fatores ecológicos e o de Coveney *et al.* (1977), referente ao fitoplâncton, zooplâncton e bactérias e suas relações em um lago eutrófico na Suécia.

No Brasil, embora nas últimas duas décadas terem sido intensificadas pesquisas para a caracterização de lagos e reservatórios, tais estudos ainda estão incipientes em relação ao desenvolvimento de análises conjuntas, integrando as comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica, bactérias e fatores físico-químicos para avaliação da qualidade da água.

1.2. Histórico dos Trabalhos realizados no Lago Paranoá

Os primeiros a relatar aspectos da comunidade planctônica do Lago Paranoá foram os pesquisadores Oliveira & Krau (1970) que citaram algumas espécies presentes entre 1965 e 1968 e observaram a progressiva mudança da dominância de desmidiáceas

para nostocofíceas, em decorrência de um acelerado processo de eutrofização.

Já no final da década de 60, os problemas do Lago Paranoá começavam a aparecer e foi solicitada a consultoria de técnicos para a realização de diagnósticos das condições limnológicas do reservatório. Palmer (1969b), efetuando estudos dos organismos planctônicos, abrangendo todo o lago, relatou a dominância de uma cianofíceas, denominada por ele *Aphanizomenon flos-aquae*, nas partes mais poluídas. Este autor concluiu que, devido ao aporte contínuo e crescente de nutrientes, seria esperado, cada vez mais, uma ocorrência freqüente de florações de algas, principalmente na parte oeste do reservatório.

Branco (1976) analisou algumas soluções possíveis para o controle do excesso de algas, propondo o afastamento dos nutrientes afluentes e o controle ecológico do lago.

Ferreira & Ovídio Filho (1975), em relatório sobre a base de pesquisas na programação para a recuperação e manutenção do lago, indicaram caminhos institucionais para o saneamento ambiental e observaram que, pelos padrões existentes, cerca de 50% da superfície total do reservatório era imprópria para a balneabilidade.

Marais (1975), em levantamento sobre as condições operacionais das estações de tratamento de esgotos, propôs a realização de mudanças visando melhorar suas eficiências.

Em pesquisa qualitativa e quantitativa do fitoplâncton, Cronberg (1976, 1977) observou a dominância da cianofíceas, então considerada *Anabaenopsis raciborskii*, e listou outros 34 táxons

e Anderson *et al.* (1976) listaram alguns dos componentes do plâncton, comentando sobre o problema da eutrofização existente.

Dianese *et al.* (1976), analisando resíduos de inseticidas clorados, encontraram evidências de sua acumulação no sedimento e em espécies da ictiofauna do lago.

Através de estudos com bioensaios para elucidar a resposta dos organismos da comunidade planctônica a mudanças no suprimento de nutrientes, Lindmark (1977) sugeriu a existência de sensibilidade por parte da cianofícea dominante, a altas concentrações de fósforo.

Com estudos da química da água e estratigrafia do sedimento, Enell (1977) verificou a situação eutrófica do reservatório e a pesada carga de nutrientes aportados das duas estações de tratamento e do tributário Riacho Fundo.

Bjork (1975, 1979) recomendou a investigação do fitoplâncton e zooplâncton para auxiliar na avaliação do estado trófico e em seu relatório final sobre projeto de recuperação do lago, também salientou a presença maciça de *Anabaenopsis raciborskii*.

A partir do final da década de 70, a maior parte dos trabalhos realizados no Lago Paranoá, teve origem em dois grupos de trabalho: técnicos do Laboratório de Limnologia da Companhia de Águas e Esgotos de Brasília (CAESB) e alunos do Mestrado em Ecologia e pesquisadores da Universidade de Brasília (UnB).

Estudando a variação da biomassa algal de reservatórios da região, Moura *et al.*, (1979) concluíram que a alga dominante constituía a maior parte da biomassa das algas do Lago Paranoá.

Rocha (1979), abordando a sucessão do perifiton em substrato artificial, mostrou fatores atuantes no desenvolvimento dessa comunidade e relatou aspectos da qualidade da água com base nos organismos presentes.

Félix *et al.* (1979) determinando as velocidades de re-eração e de dispersão água-sedimento e fixação de CO₂ no lago, verificaram uma maior fixação a 0.5 m, indicando estar, aproximadamente nesta profundidade, a intensidade ótima de luz para a realização da fotossíntese.

Ainda em 1979, Almeida (1979) estudou aspectos ecológicos do Lago Paranoá, indicando medidas para a redução da problemática existente.

Empregando correlações estatísticas na análise de três reservatórios de Brasília, incluindo o do Paranoá, Fernandes (1981) evidenciou os resultados mais significativos entre parâmetros físico-químicos e biológicos.

Cordeiro Netto & Dutra Filho (1981), avaliando o aporte total de fósforo, verificaram que as estações de tratamento contribuíam com cerca de 70%, seguindo os tributários com 20% e as águas de escoamento superficial com 7% deste aporte.

Pesquisando as relações de fito-zooplâncton em um ponto do lago, Pinto-Coelho (1983) observou que as algas responderam diferentemente à manipulação do zooplâncton, beneficiando-se ou não, ou ainda não apresentando alterações.

Em estudos com organismos zooplanctônicos na parte norte do Lago Paranoá, Freitas (1983) acompanhou a variação sazonal e a distribuição vertical de microcrustáceos, encontrando dife-

renças sazonais significativas na abundância dos cladóceros relacionadas com a precipitação e El Moor-Loureiro (1984), analisando aspectos ecomorfológicos neste último grupo, correlacionou positivamente algumas medidas e a concentração de nutrientes, sugerindo relação entre os cladóceros e a disponibilidade de algas.

Giani (1984), analisando a distribuição horizontal do fitoplâncton e do zooplâncton na região norte do lago, através de coletas trimestrais, encontrou uma estrutura heterogênea na composição de espécies e na variação de fatores limnológicos, relacionada com o aporte de nutrientes.

Em trabalho de simulação da eutrofização, Pereira (1985) concluiu que as maiores fontes de fósforo para o lago são as estações de tratamento e que o reservatório retém cerca de 80% de toda a carga de fósforo que recebe.

Realizando um acompanhamento anual da produção primária do fitoplâncton e de variáveis limnológicas, Toledo (1986) caracterizou o lago como eutrófico, não encontrando, entretanto, grandes variações sazonais com relação à produtividade analisada.

Mattos *et al.* (1986), através de dados mensais de diversos parâmetros físico-químicos e biológicos, obtidos durante seis anos, discutiram as correlações encontradas com fatores sazonais e salientaram a presença de características de um ecossistema em estado avançado de eutrofização.

Com amostras de vários pontos da parte norte do lago, Giani & Pinto-Coelho (1986) realizaram a descrição taxonômica

das algas planctônicas encontradas.

Observando a variação sazonal da comunidade zooplânctônica em um ponto do lago, Pinto-Coelho (1987) apontou a existência de flutuações de curta duração e tendências de maiores densidades no período chuvoso.

Com resultados de análises de variáveis físico-químicas e biológicas, obtidos em um período de 24 horas, Alves *et al.* (1988) verificaram que a estratificação térmica encontrada influenciou a concentração de nutrientes e as comunidades biológicas.

Toledo *et al.* (1988), analisando perfis diurnos de parâmetros limnológicos nas épocas de chuva e de seca, caracterizaram esses dois períodos em função da estratificação e homogeneidade térmica, química e biológica.

Ferreira e Rocha (1988) compararam comunidades fitoplanctônicas de reservatórios do Distrito Federal utilizando a diversidade como discriminante ambiental tendo concluído que a comunidade do Lago Paranoá apresentava uma baixa diversidade em relação aos outros sistemas amostrados.

Estudando cladóceros do gênero *Bosmina*, na região de Brasília, ElMoor-Loureiro (1988) observou a ocorrência diferenciada de certas espécies em relação a áreas de maior concentração de nutrientes na parte norte do Lago Paranoá.

Através de experimentos de laboratório, Ibañez (1989) acompanhou as respostas do fitoplâncton ao enriquecimento artificial com nitrogênio e fósforo, evidenciando a importância da análise qualitativa da comunidade.

Grando (1989), pesquisando o estágio da ictiofauna do lago, observou aspectos de quatro espécies de peixes, verificando a participação de componentes do plâncton nas dietas alimentares.

Com o estudo experimental dos impactos de peixes planc-
tofagos sobre a comunidade planctônica e a qualidade da água, Starling (1989) demonstrou diferenças de comportamento alimentar quanto ao consumo do plâncton e salientou o potencial da carpa prateada para o controle da alga de maior abundância no lago.

A partir de estudos taxonômicos com a cianofícea dominante, Branco & Senna (1991) confirmaram a determinação desta como sendo *Cylindrospermopsis raciborskii* Wolozynska.

1.3. Objetivos do Presente Estudo

- conhecer a composição de espécies das comunidades do fitoplâncton e zooplâncton do Lago Paranoá;
- verificar a estrutura dessas comunidades através da identificação das espécies dominantes, abundantes e raras presentes;
- observar as variações na frequência e abundância dos organismos e principais grupos planctônicos ao longo de 13 meses consecutivos;
- evidenciar associações existentes entre as espécies dentro de

cada comunidade através da utilização de análises de agrupamento;

- comparar as comunidades planctônicas presentes em diferentes pontos do lago, procurando abranger uma maior área possível;
- avaliar a qualidade de água dos pontos amostrados sob o aspecto microbiológico e físico-químico;
- correlacionar dados das comunidades planctônicas e das análises microbiológicas com parâmetros físico-químicos;
- procurar identificar os principais determinantes ecológicos atuantes sobre as comunidades do fitoplâncton e do zooplâncton e a qualidade da água do Lago Paranoá , a partir dos dados obtidos durante os 13 meses de coletas e com o auxílio de análise multivariada.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Area de Estudo

* O Lago Paranoá (Fig.1) está localizado entre os paralelos 15°48'S e 47°47'W, às margens da cidade de Brasília, no Distrito Federal, em uma região típica de cerrado do Planalto Central Brasileiro.

O clima da região é considerado como sendo tropical chuvoso de savana (Aw na classificação de Köppen). Há uma estação seca bem marcada ocorrendo durante o inverno, entre os meses de maio e setembro, quando predominam massas secas de ar vindas de sudeste, que ocasionam alta evaporação e baixa umidade. As chuvas ocorrem no verão, conseqüentes da chegada de massas de ar úmidas e quentes da região amazônica, trazidas pelos ventos alísios norte predominantes nessa época. Aproximadamente 80% da média anual de precipitação é concentrada nos meses de dezembro à março (CODEPLAN, 1984).

O Lago Paranoá é um reservatório artificial, construído em 1959 com os objetivos de promover recreação e lazer aos habitantes de Brasília, melhoria do microclima local e geração de energia. O reservatório foi formado pelo represamento do Rio Paranoá, pertencente à Bacia do Rio Paraná (Bacia Platina).

A superfície do espelho d'água está a cerca de 1.000 metros de altitude, possuindo uma área de 38,06 km² e uma bacia

de drenagem de 1.015 km². O lago apresenta uma profundidade média de 13,0 m e máxima de 40,0 m, um volume de acumulação de 498,62 milhões de metros cúbicos, tendo um tempo teórico de retenção de aproximadamente 299 dias (CAESB, 1990).

Morfologicamente, possui uma área central e quatro braços alongados, correspondentes aos antigos vales dos principais tributários: Ribeirões do Gama e Torto, Córrego do Bananal e Riacho Fundo.

Além dos afluentes principais, o lago recebe as águas de outros córregos, perenes ou não, de drenagens pluviais urbanas e dos efluentes de duas estações de tratamento de esgotos da cidade de Brasília. Estas últimas são unidades de tratamento do tipo convencional de lodos ativados e têm contribuição significativa nas cargas de nutrientes que entram no lago, especialmente de nitrogênio e de fósforo (Pereira, 1985). O balanço hídrico do Lago Paranoá nos meses da realização das coletas para o presente estudo pode ser visto na tabela 1 e as cargas mensais médias de nitrogênio e fósforo totais das estações de tratamento de esgotos na tabela 2a.

Entre os tributários, o Riacho Fundo tem atuado como fator importante na deterioração das condições do lago (Bjork, 1979; CAESB, 1990). Localizado no lado sul da cidade, o qual sofreu maior impacto da ocupação humana, recebe esgotos do Setor de Indústrias, de duas cidades satélites, adubos e detritos provenientes de atividades rurais e drenagens de lagos existentes dentro do Jardim Zoológico de Brasília. O principal afluente do Riacho Fundo, o Córrego Vicente Pires, recebe efluentes de lago-

as de estabilização e lançamentos de esgotos brutos de núcleos residenciais.

O Ribeirão do Gama, também tributário da parte sul do lago, apresenta afluentes protegidos e deteriorados, sendo estes últimos devido à influência de drenagens de núcleo rural de hortifrutigranjeiros e da Base Aérea de Brasília (Anjos, 1984).

Os demais tributários, principalmente os localizados na parte norte da cidade, não se apresentam tão alterados: o Córrego do Bananal atravessa a reserva do Parque Nacional de Brasília e o Ribeirão do Torto, apesar de passar por áreas agrícolas, ainda possui relativamente pouca ocupação da sua bacia de drenagem.

* Desde os tempos de sua construção, o reservatório do Paranoá vem recebendo um aporte contínuo de nutrientes e, em paralelo, sofrendo um progressivo processo de eutrofização, sendo classificado como ambiente eutrófico segundo os critérios de Vollenweider (Cordeiro Neto & Dutra Filho, 1981).

Dentre as conseqüências da eutrofização, destaca-se a ocorrência periódica da floração excessiva da alga *Microcystis aeruginosa* em determinadas partes do reservatório. Quando necessário, a Companhia de Águas e Esgotos de Brasília (CAESB) aplica o algicida sulfato de cobre nas áreas mais atingidas. As aplicações do sulfato de cobre, realizadas durante o ano de coletas deste estudo, podem ser vistas na tabela 2b.

Atualmente, entre as medidas adotadas para a recuperação do Lago Paranoá, destaca-se a execução da ampliação das Estações de Tratamento de Esgotos Sul e Norte com a finalidade de

promover uma remoção mais eficiente de nitrogênio e fósforo durante o processo de tratamento de esgotos e diminuir a carga desses nutrientes para o lago (CAESB, 1990).

2.2. Dados Climatológicos

Os dados climatológicos referentes à precipitação e à temperatura do ar, no período dos 13 meses de coletas, foram obtidos da Estação Meteorológica da Universidade de Brasília, localizada às margens do Lago Paranoá (Fig.1).

Na estação, a temperatura média diária do ar foi obtida por observações tomadas a cada hora do dia e as temperaturas máximas e mínimas diárias foram tomadas com um termômetro de máximas e mínimas. A partir desses dados, foram calculadas as médias mensais para as temperaturas do ar (médias, máximas e mínimas).

A pluviosidade foi registrada em um pluviômetro, em milímetros de chuva diários, calculando-se posteriormente os totais mensais.

2.3. Coleta das Amostras

2.3.1. Pontos de Coletas

Com o objetivo de se obter uma caracterização ampla das

comunidades planctônicas do Lago Paranoá, foram escolhidos sete pontos diferentes de amostragem. Procurou-se abranger uma área o maior possível, escolhendo-se pontos de coletas nos quatro braços que constituem o lago, em sua parte central e próximo à barragem. Para que todos os pontos pudessem ser amostrados em uma mesma manhã, selecionou-se apenas sete pontos considerados representantes das diversas áreas.

Palmer (1969b) em estudo com aproximadamente 60 amostras coletadas em todo o lago, recomendou o estabelecimento de dez pontos de coleta, representativos de porções diferentes do lago. Giani (1984), estudando a distribuição horizontal de fatores limnológicos na parte norte do Lago Paranoá, encontrou três regiões distintas segundo o grau de trofia. Promovendo um programa de monitoramento limnológico em cinco pontos do lago, desde 1976, a CAESB verificou em estudo de reavaliação desses pontos (Collares *et al.*, 1986), a necessidade de serem acrescentados quatro novos pontos visando aprimorar o monitoramento.

Baseado nos estudos acima, foram escolhidos os seguintes pontos (Fig.1):

Ponto 1 - no início do braço do Riacho Fundo, entre a foz do riacho e a Estação de Tratamento de Esgotos Sul, com 3,0 m de profundidade;

Ponto 2 - aproximadamente na metade do braço do Riacho Fundo, a cerca de 2,5 km à jusante da Estação de Tratamento Sul, com 12,0 m de profundidade;

Ponto 3 - no braço do Ribeirão do Gama (Saco do Gama), com 15,0 m de profundidade;

Ponto 4 - na parte central do corpo do lago, na altura do Clube de Golfe, com 16,0 m de profundidade;

Ponto 5 - na área da barragem (Saco do Paranoá), com 25,0 m de profundidade;

Ponto 6 - no braço do Ribeirão do Torto, na região mediana, na altura entre a foz do Córrego Taquari e o Setor de Habitações Individuais Norte, com 14,0 m de profundidade;

Ponto 7 - no braço do Ribeirão Bananal, a cerca de 2,5 km à jusante da Estação de Tratamento de Esgotos Norte, com 14,0 m de profundidade.

2.3.2. Procedimentos de Coleta

As coletas foram realizadas mensalmente, de março de 1988 à março de 1989, no período entre 9:00 e 13:00 horas. No campo, os trabalhos foram feitos com auxílio de uma lancha, o que possibilitou que todos os 7 pontos fossem amostrados em uma mesma manhã e dentro do período de tempo previsto.

Para as análises físico-químicas e biológicas, as amostras foram coletadas à 1 metro de profundidade. Pela pouca

transparência do lago, este é considerado o ponto da zona eufótica de maior produtividade, sendo ao mesmo tempo suficientemente profundo para evitar os efeitos diretos do vento e da radiação (Giani, 1984).

Para as amostragens, foi utilizada garrafa de coleta do tipo cilindro de Kemmerer, com capacidade para cinco litros. Esta garrafa, por suas características, não permite agitação do material coletado, podendo ser utilizada para fins de análises biológicas e químicas da água (Branco, 1978).

Para a concentração das amostras de fito e zooplâncton, foram usadas rêsdes de plâncton de 20 e 68 μ m de poro de malha, respectivamente.

Em cada ponto de coleta, o procedimento foi o seguinte: a) determinação da profundidade do disco de Secchi; b) coleta de água à 1 m para as análises físico-químicas, bacteriológicas, de fitoplâncton quantitativa e qualitativa e zooplâncton qualitativa; c) nova coleta de água à 1 m, recolhendo 10 litros para análise de zooplâncton quantitativa; d) medida da condutividade e da temperatura da coluna d'água, metro a metro, a partir da superfície até a profundidade de 11 metros (excetuando-se o ponto 1, que apresentava menor profundidade).

Imediatamente após a coleta, ainda no barco, foi medido o pH da água amostrada e fixado o oxigênio para a análise. No percurso entre os pontos de coleta, as amostras para os exames bacteriológicos e físico-químicos foram colocadas em isopor com gelo, o potenciômetro calibrado e as rêsdes de plâncton lavadas.

Logo após o trabalho de campo, foram realizadas análises

ses para os seguintes parâmetros, em laboratório: alcalinidade total, amônio, fosfato total e ortofosfato, nitrito, nitrato, complementação para análise de oxigênio dissolvido e filtração para clorofila-a.

2.4. Análises Físico-Químicas

2.4.1. Temperatura da Água

A temperatura direta e indiretamente exerce muitos efeitos fundamentais em fenômenos limnológicos, tais como na circulação de massas d'água, no metabolismo biótico (Lind, 1974) e na cinética de compostos químicos na água.

As medidas de temperatura foram realizadas no campo juntamente com as medidas de condutividade, no aparelho YSI, modelo 33, que também possui um termistor acoplado na extremidade do cabo de 11 metros. As leituras foram feitas de metro em metro, a partir da superfície até à profundidade de 11 metros e expressas em graus centígrados.

2.4.2. Condutividade elétrica

A condutividade é uma expressão numérica da habilidade de uma solução aquosa em conduzir uma corrente elétrica. Essa

habilidade depende da presença de ions, da sua concentração total, mobilidade, valência e concentração relativa e da temperatura da medição (APHA, 1985). Quanto maior o número de ions em solução, tanto mais fácil será a condução da eletricidade.

As medições da condutividade foram feitas no campo com aparelho da YSI, modelo 33, que mede condutividade, temperatura e salinidade através de um sensor com célula de condutância acoplado a um cabo de 11 metros de comprimento. Os valores da condutividade elétrica foram expressos em Siemens ($\mu\text{S}/\text{cm}$) e as leituras foram realizadas de metro em metro, da superfície até à profundidade de 11 metros.

2.4.3. Transparência da Água

A transparência da água, do ponto de vista óptico, pode ser considerada o oposto da turbidez. Ela é avaliada através da medida da profundidade média na qual o disco de Secchi desaparece e reaparece na água.

Em condições favoráveis (águas calmas, boa luminosidade) a radiação na profundidade do disco de Secchi é cerca de 15% da radiação superficial. Pode-se utilizar a medida da transparência para efeito de cálculo indireto do coeficiente de atenuação vertical, causada por fenômenos de dispersão e absorção de radiação e também para avaliação da extensão da camada eufótica. O limite da zona eufótica - profundidade na qual a radiação é 1% daquela da superfície - é cerca de 2,5 vezes a profundidade do

disco de Secchi e o coeficiente de atenuação vertical é 1,9/profundidade do disco (Golterman *et al.*, 1978).

A transparência da água foi avaliada no campo usando-se um disco de Secchi com diâmetro de 30 centímetros, com quadrantes alternados pretos e brancos e fixo a um cabo de madeira graduado em centímetros. A observação foi feita na superfície da água, no lado sombreado do barco, com sol às costas do observador e entre as 9:00 e 13:00 horas, como recomenda Lind (1974).

2.4.4. Potencial Hidrogeniônico (pH)

A intensidade do caráter ácido ou básico de uma solução, a uma dada temperatura, é indicado pelo pH ou atividade do ion hidrogênio (H^+) (APHA, 1985). Por definição, o pH é o logaritmo negativo da concentração molar de ions hidrogênio, mas resulta, em última análise, da interação dos ions H^+ e OH^- .

Em estudos limnológicos, o valor do pH e sua variação são de grande interesse já que refletem a atividade biológica e mudanças na química da água.

O pH foi determinado no campo, em água coletada a 1 m de profundidade, utilizando-se um potenciômetro portátil Microanal, modelo B-278, com precisão de 0,1 unidades, o qual foi constantemente calibrado com soluções tampão de pH 4,0 e pH 7,0.

2.4.5. Oxigênio Dissolvido

Os teores de oxigênio dissolvido relacionam-se diretamente com as atividades físicas, químicas e biológicas existentes no corpo d'água. Entre essas, destacam-se a atividade fotossintética, a respiração de organismos aquáticos, a decomposição de matéria orgânica e a oxidação de íons metálicos.

O oxigênio dissolvido e a sua saturação dependem da altitude e da temperatura da água. Por esta razão, os valores de oxigênio fornecidos em porcentagem de saturação são mais significativos pois levam em consideração essas duas características do ambiente amostrado.

Para a determinação do oxigênio dissolvido, foi utilizado o método de Winkler (1888) com a modificação pela azida (APHA, 1985). Pela metodologia titulométrica de Winkler, ou iodométrica, há fixação do oxigênio dissolvido na amostra com a combinação com o hidróxido manganoso e formação de hidróxido mangânico. Após adição de ácido sulfúrico, o sulfato mangânico formado libera iodo livre do iodeto de potássio. O iodo, equivalente ao oxigênio dissolvido da amostra, é titulado com tiosulfato de sódio.

Optou-se pelo emprego do método modificado pela azida de sódio objetivando remover possível interferência causada por nitrito, a qual é comum em locais que recebem efluentes biologicamente tratados, especialmente se contêm mais de 50 µg de nitrito por litro (APHA, 1985).

Para a coleta da amostra foram utilizados frascos de

borosilicato com tampa esmerilhada. No campo, durante os procedimentos de coleta e de fixação foram tomados todos os cuidados necessários para evitar o borbulhamento da amostra. A titulação foi feita em laboratório logo após a coleta e os resultados calculados e expressos em porcentual de saturação de oxigênio.

2.4.6. Alcalinidade Total e Carbono Inorgânico

A alcalinidade da água é sinônimo de sua capacidade de neutralizar ácidos a ela adicionados. Essa neutralização ou tamponamento depende da quantidade existente de bicarbonatos, carbonatos e hidróxidos e, com menos freqüência, de boratos, silicatos, fosfatos e ácidos orgânicos fracos. Por definição, os miliequivalentes de ácido necessários para neutralizar os íons OH^- , CO_3^{2-} e HCO_3^- de um litro de água, correspondem à alcalinidade total (Schafer, 1985).

O carbono inorgânico é fundamental para a fotossíntese e a sua presença, sob diferentes formas de dissociação, reflete propriedades químicas e atividades biológicas do meio aquático. Considerou-se carbono inorgânico total (CO_2 total) = CO_2^* + HCO_3^- + CO_3^{2-} sendo o CO_2^* = CO_2 dissolvido + H_2CO_3 .

Para análise da alcalinidade total foi usado o método proposto por Gran (1952 *apud* Mackereth *et al.*, 1978) e descrito por Talling (1973). Seguindo-se esta metodologia, utilizou-se agitador magnético para a homogenização da amostra durante a titulação, na qual o ácido sulfúrico titulante foi adicionado por

intermedio de uma multibureta de 20 ml, marca Metrom Herison com escala de 0,02 mililitros. Com auxilio de um potenciômetro da marca Celm, foram realizadas 6 leituras entre pH 4,0 e 5,0, correspondentes a igual número de volumes de ácido gastos na titulação. Este procedimento é particularmente eficaz na determinação de pequenas mudanças de concentração e identifica com boa precisão o ponto final da titulação, importante para a determinação da alcalinidade.

As concentrações das formas de carbono inorgânico foram obtidas através do emprego de dados de alcalinidade, temperatura, pH e condutividade elétrica da água em cálculos descritos por Mackereth *et al.* (1978) e Golterman *et al.* (1978). A alcalinidade total foi expressa em mEq/l, o carbono inorgânico total em mg/l, e a concentração de CO₂ em uM.

2.4.7. Amônio

O amônio, ou nitrogênio amoniacal, é um constituinte natural de águas superficiais. É resultante da decomposição da matéria orgânica e da excreção por organismos aquáticos, podendo também, servir como fonte de nitrogênio, sendo absorvida diretamente pelo fitoplâncton (Fogg, 1966; Boney, 1976; Takahashi & Saijo, 1981). Na água, em valores de pH ácido e neutro, o amônio apresenta-se na forma predominante de íon amônio, o qual, em altos níveis, é indicador de poluição de origem doméstica ou industrial (Batalha & Parlatore, 1977).

Para a análise de amônio foi usado o método colorimétrico de Nessler. A amostra foi inicialmente filtrada à vácuo, em filtro Whatman GF/C (isento de amônio). Em seguida, após a adição do reativo de Nessler, o amônio foi determinado medindo-se espectrofotometricamente a cor do complexo amônio-nessler. A leitura foi feita em cubeta de 1 cm, no comprimento de onda de 410 nm e os resultados expressos em ug/l. A sensibilidade do método é para cerca de 20 ug/l até valores superiores à 5.000 ug/l de amônio (APHA, 1985).

2.4.8. Nitrito

Dentro do ciclo do nitrogênio, o nitrito representa apenas uma fase intermediária, proveniente da oxidação do amônio ou da redução do nitrato, reações que podem ocorrer em águas naturais ou em sistemas de tratamento de esgotos (APHA, 1985). A presença de nitritos pode também denunciar a existência de poluição recente por despejos orgânicos (Branco, 1978).

A determinação do nitrito foi feita pelo método de reação com a sulfanilamida descrito em Golterman *et al.* (1978) e APHA (1985). Por essa metodologia, o nitrito é medido através de sua reação com a sulfanilamida, em meio fortemente ácido, formando um composto que reage quantitativamente com o bicloridrato de N-1-naftil-etilenodiamina. A reação tem como resultado final um composto colorido róseo, o qual é determinado espectrofotometricamente à 543 nm, sendo os resultados expressos em

ug/l. O método é sensível desde concentrações de nitrito um pouco abaixo de 1 ug/l até 50 ug/l, usando-se para a leitura no espectrofotômetro, cubeta de 5 cm de caminho óptico. Concentrações maiores são determinadas através da diluição da amostra (APHA, 1985).

2.4.9. Nitrato

O nitrato é incorporado aos ecossistemas aquáticos através de oxidações biológicas do nitrogênio atmosférico, degradação da matéria orgânica e drenagens de solos adubados. Uma vez na água, ele representa tanto o início como o fim do ciclo do nitrogênio: é usado diretamente nas atividades assimilatórias das algas e representa o produto final da decomposição aeróbica de moléculas nitrogenadas (Lind, 1974).

A determinação do nitrato foi feita seguindo-se o método da redução por cádmio, descrito por Mackereth *et al.* (1978). O conteúdo de nitrato da amostra, quando entra em contato com o cádmio amalgamado, é reduzido quantitativamente à nitrito. Em seguida, o nitrito produzido é determinado através da reação com a sulfanilamida, segundo a metodologia anteriormente descrita para a análise de nitrito. Do valor final obtido, subtrai-se a quantidade de nitrito presente na amostra antes da redução. Este método é aplicável para faixas de concentração de 0 à 500 ug/l (Golterman *et al.*, 1978). Os resultados obtidos foram expressos em ug/l.

2.4.10. Ortofosfato Dissolvido e Fosfato Total

Todo o fósforo presente nas águas, quer em íons ou formando complexos, encontra-se como fosfato. Este, por sua vez, ocorre sob diferentes formas, que podem ser classificadas para fins de análise em: fosfato particulado, fosfato orgânico dissolvido, fosfato inorgânico dissolvido, fosfato total dissolvido e fosfato total.

Devido ao papel importante dos compostos de fósforo na eutrofização das águas, a concentração de fosfato total tem sido considerada como um importante parâmetro para estudos de ciclagem de nutrientes e classificação de lagos (Naumann, 1930 *apud* Esteves, 1988; Cole, 1975). Ainda, do ponto de vista limnológico, todas as formas de fosfato são importantes. No entanto, o fosfato inorgânico dissolvido, ou ortofosfato dissolvido, assume maior relevância por ser a principal forma de fosfato assimilada por vegetais aquáticos (Esteves, 1988).

Para a análise do ortofosfato dissolvido foi seguido o método do ácido ascórbico, descrito por Golterman *et al.* (1978). Inicialmente, procedeu-se a uma filtração da amostra em filtro Whatmann GF/C com a finalidade de separar as formas de fósforo dissolvidas das suspensas. Pelo método empregado, os ortofosfatos dissolvidos reagem com o molibdênio de amônio, em presença de tartarato de antimônio e potássio, formando um complexo antimônio-fosfomolibdico. Este complexo é reduzido pelo ácido ascórbico a um complexo molibdênico azulado, o qual é determinado espectrofotometricamente. A cor desenvolvida é proporcional ao

fosforo presente e lida em 860 nm usando-se cubeta de cinco cm de caminho óptico.

Para a determinação do fosfato total foi feita, preliminarmente, uma digestão da amostra com o objetivo de oxidar a matéria orgânica presente e converter todo o fosfato à forma inorgânica solúvel, ortofosfato. Esta digestão foi realizada em placa quente e com persulfato de potássio. Em seguida, as amostras foram tratadas segundo a metodologia descrita acima para a análise de ortofosfatos. Os resultados foram expressos em ug/l e, de acordo com APHA (1985), a sensibilidade desta metodologia alcança de 0,01 à 6,00 mg/l de fosfatos.

2.5. Análises Biológicas

2.5.1. Análises Bacteriológicas

Para as análises bacteriológicas, as amostras foram recolhidas em frascos de vidro com tampa esmerilhada, previamente esterilizados, utilizando-se, durante a coleta, recursos técnicos para evitar possíveis contaminações. Desde o trabalho de campo as amostras foram mantidas resfriadas e o tempo entre a coleta e a análise em laboratório não excedeu 30 horas, seguindo as recomendações de APHA (1985).

As sementeiras nos meios de cultura foram feitas com amostra bruta e diluída. Para as diluições, empregou-se uma so-

lução tamponada estéril de fosfato monobásico de potássio em tubos de ensaio. Foram colocados em cada tubo 9,0 ml da solução tamponada, para serem feitas 6 diluições sucessivas da amostra: ao conteúdo do primeiro tubo adicionou-se 1,0 ml de amostra e misturou-se; no segundo tubo adicionou-se 1,0 ml do primeiro tubo e também misturou-se. Procedeu-se assim sucessivamente até o sexto tubo, obtendo-se:

- 1º tubo - diluição de 1 : 10
- 2º tubo - diluição de 1 : 100
- 3º tubo - diluição de 1 : 1.000
- 4º tubo - diluição de 1 : 10.000
- 5º tubo - diluição de 1 : 100.000
- 6º tubo - diluição de 1 : 1.000.000

Os métodos de contagem de bactérias viáveis podem ser divididos em duas categorias: aqueles que contam unidades discretas sob a forma de colônias em placas (contagem em placa) e aqueles que envolvem várias culturas de diversas diluições (tubos múltiplos), sendo a determinação da concentração de bactérias feita através do número mais provável (N.M.P.). Este número é obtido com a utilização de tabelas de N.M.P. por 100 ml, que se fundamentam na distribuição de Poisson das bactérias na água e no cálculo de probabilidades.

O argumento estatístico que é usado para as tabelas de N.M.P. é baseado nos resultados positivos e negativos das culturas, devendo a amostra estar então diluída o suficiente para se encontrar resultados positivos e negativos dentro dos limites

das tabelas (Jones, 1979). O N.M.P. também pode ser estimado pela fórmula abaixo, que utiliza a combinação de resultados positivos e negativos:

$$\text{N.M.P. / 100 ml} = \frac{\text{n. de tubos positivos} \times 100}{\text{ml de amostra nos tubos negativos} \times \text{ml de amostra em todos os tubos}}$$

2.5.1.1. Bactérias Heterotróficas

Nos ecossistemas aquáticos, as bactérias heterotróficas desempenham papel importante na regeneração cíclica de nutrientes orgânicos e inorgânicos, liberando-os dos detritos para a coluna d'água (Vanderpost, 1972; Rao, 1978). Atuam também nos processos de oxigenação e desoxigenação das águas, tendo sido apontadas como a principal causa da depleção de oxigênio no hipolimnion de lagos durante períodos de estratificação (Zobell, 1940; Rao & Jurkovic, 1979).

Por outro lado, em ambientes eutróficos, as bactérias podem ser uma fonte de alimento intensamente explorada por determinadas espécies do zooplâncton (Gliwicz, 1969).

Para a determinação da densidade das bactérias heterotróficas aeróbicas viáveis, foi feita a contagem em placa com meio de cultura agar de triptona ("Tryptose Glucose Extract Agar"). Deve-se ressaltar que este é um método empírico, pois só um meio de cultura não satisfaz as necessidades bioquímicas de todas as bactérias viáveis presentes na amostra (Jones, 1979).

Utilizando-se a amostra bruta e seis diluições suas su-

cessivas, inoculou-se 1,0 ml de cada, o mais assepticamente possível, nas placas de petri. Em seguida, o material foi espalhado, com auxílio de alça flambada, em toda a superfície do meio de cultura. Após incubação de 48 horas à 35°C, foram realizadas contagens das colônias. Somente placas com contagem de 30 à 300 colônias foram utilizadas para compor o resultado final, conforme recomendado por APHA (1985). A contagem bacteriana por ml foi obtida multiplicando-se o número de colônias por placa pela diluição utilizada.

2.5.1.2. Coliformes Totais

O grupo coliforme é, por definição, constituído por bactérias bastonetes gram-negativos, aeróbicas e anaeróbicas facultativas, não esporuladas, que fermentam a lactose em 48 horas à 35° C. Como as fezes humanas e de animais de sangue quente são ricas em coliformes e como este tipo de bactérias existe em águas não poluídas em número muito reduzido, a determinação de sua concentração na água assume importante significado sanitário. A existência de coliformes é indicadora da possibilidade da presença de microrganismos patogênicos, sendo demonstrativa da qualidade microbiológica da água (Geldreich, 1974/75).

Para a análise dos coliformes totais foi realizada a fermentação em tubos múltiplos, procedendo-se aos testes presuntivo, confirmativo e completo, segundo APHA (1985).

No teste presuntivo, a partir da amostra bruta e de ca-

da diluição, foram inoculados 5 tubos com caldo de lactose e tubos de Duhran invertidos. Os meios foram incubados à 35°C por 24 horas, após as quais foi observado se houve a formação de gás e turvação do meio. Na ausência de alteração, o meio foi incubado por mais 24 horas. Foram considerados positivos aqueles tubos em que houve a formação de gás, consequência da presença de bactérias que fermentam a lactose com produção de gás no período considerado.

O teste confirmativo foi realizado com os tubos que foram positivos no teste presuntivo (de 24 e 48 horas). Quando três ou mais tubos das séries de diluições foram positivos, submeteu-se à prova confirmativa todos os tubos das mais altas diluições que tiveram a produção de gás. Inoculou-se, então, tubos contendo caldo verde brilhante ("Brillant Green Lactose Bile Broth"), o qual impede o desenvolvimento de anaeróbios fermentadores de lactose, não permitindo, portanto, o aparecimento de resultados falsamente positivos. A leitura dos resultados foi feita ao final de 24 horas e de 48 horas de incubação à 35°C, sendo a produção de gás a prova confirmativa positiva para coliformes.

Para o teste completo, um pequeno inóculo foi transferido dos tubos positivos no teste confirmativo para as placas de petri com ágar eosina azul-de-metileno (E.M.B. agar). Incubou-se as placas invertidas à 35°C, por 24 horas.

As colônias que se desenvolvem nesse meio podem ser as típicas (nucleadas, com ou sem brilho metálico) e as atípicas (opacas, sem núcleo, mucóides e rosadas). A partir de colônias

típicas desenvolvidas, obteve-se inóculos que foram transferidos para tubos com caldo lactosado e para ágar inclinado. Esses tubos foram incubados por 24 horas e se não houve a produção de gás, durante este período, por mais 24 horas. As culturas de ágar inclinado, que corresponderam à lactose positiva, foram coradas pelo método de Gram para observação ao microscópio se eram bastonetes gram-negativos não esporulados. Para o cálculo final do N.M.P., utilizou-se os resultados da diluição em que se procederam os testes confirmativos e completos, com resultados positivos.

2.5.2. Clorofila-a

A concentração de clorofila está relacionada com a capacidade fotossintetizante dos produtores primários dos ecossistemas aquáticos. Medidas indiretas da biomassa algal são realizadas a partir da própria concentração da clorofila, uma vez que ela constitui cerca de 1 a 2% do peso seco total das algas (APHA, 1985; Margalef, 1983).

O método usado para a análise da clorofila foi o proposto por Lorenzen (1967), no qual a clorofila-a é extraída de um concentrado macerado de fitoplâncton com acetona 90% e o extrato lido no espectrofotômetro.

No preparo do extrato, 250 ml de amostra foram filtrados à vácuo, em filtro Whatman GF/C. O filtro com o material filtrado foi então acondicionado em recipiente isolado de luz,

contendo sílica gel e mantido em refrigeração. Segundo Holm-Hansen & Reimann (1978), não há perda de clorofila em amostras congeladas e mantidas nessas condições por um período de até três semanas.

Para a maceração dos filtros foi utilizado um homogenizador "De Virtis" a 6.000 rpm por três minutos. A extração da clorofila foi feita em acetona 90%, a frio, por um período de 24 horas, após o qual a amostra foi centrifugada por 10 minutos a 3.500 rpm. O sobrenadante constituiu o extrato o qual foi submetido a leitura de absorbância no espectrofotômetro.

Foram feitas leituras com o extrato a 663 nm, que fornece a absorbância da clorofila-a e seus produtos de degradação e a 750 nm, para corrigir a turbidez. A diferenciação da concentração da clorofila-a e a dos feopigmentos é feita acidificando-se o extrato com HCl 1N e procedendo-se à leitura como anteriormente. Para o cálculo da concentração de clorofila-a foi empregada a seguinte equação (Lorenzen, 1967):

$$\text{clorof.a (ug/l)} = \frac{A \times K \times [(663i-750i) - (663a-750a)] \times V_a}{V_f \times d}$$

Onde:

A = coeficiente de absorção da clorofila-a em

acetona = 11,0;

K = fator de correção relacionado aos coeficientes

de absorção da clorofila-a e da feofitina puras,

K = 1,7/0,7 = 2,43;

663i = absorbância inicial da amostra, antes da

acidificação, em 663 nm;

663a = absorvância da amostra, após a acidificação,

em 663 nm;

750i = absorvância inicial da amostra, antes da acidificação,

em 750 nm;

750a = absorvância da amostra, após acidificação, em 750 nm;

Va = volume da acetona usado para a extração, em ml;

Vf = volume do filtrado, em litros;

d = passo óptico da cubeta do espectrofotômetro, em cm.

2.5.3. Fitoplâncton

As condições químicas do meio aquático são conhecidas por determinarem a natureza taxonômica do fitoplâncton, sendo a sua composição de espécies freqüentemente usada para avaliar a qualidade da água (Palmer, 1962; Lind, 1974; Kilham & Kilham, 1984; Willén, 1987; Rosa *et al.*, 1987) e a dominância relativa dos maiores grupos utilizada como indicadora do estado trófico de lagos (Brook, 1965; Coveney *et al.*, 1977; Revelante & Gilmar-tin, 1980; Lind, 1984).

No presente trabalho, o estudo da comunidade fitoplanc-tonica foi realizado através de análises qualitativas e quanti-tativas. Para o exame qualitativo, as amostras foram coletadas à 1 metro de profundidade, sendo cerca de dois litros concentrados em 200 ml, através de filtração em rede de plâncton de 20 μ m. Para o exame quantitativo, uma fração bruta do coletado foi co-locada em frascos de 150 ml, já contendo a solução preservativa.

Análise Quantitativa:

Para a análise quantitativa foi empregado o método de Utermohl (1958), discutido por Lund *et al.*, (1958), que envolve a contagem de organismos sedimentados em uma câmara especial, por meio de microscópio invertido.

Apesar do tempo gasto para a análise, do ponto de vista quantitativo, a técnica de sedimentação é a que permite detectar o maior número de algas, se comparada a outras técnicas tais como a filtração e a centrifugação (Margalef, 1983). A própria contagem tem certas vantagens inerentes, tais como a de permitir a observação de alterações no tamanho e na forma das algas analisadas, distinção de organismos específicos e a possibilidade da estimativa de populações com densidades pequenas, que podem vir a ser informações relevantes em estudos ecológicos (Lund & Talling, 1957).

Para a contagem nas câmaras de sedimentação, adiciona-se à amostra uma solução preservativa para a fixação dos organismos e aumento da velocidade do processo de sedimentação. Na presente análise, empregou-se uma solução de lugol acético (10 g de iodo + 20 g de iodeto de potássio + 20 ml de ácido acético glacial + 200 ml de água destilada), na proporção de 5 ml para 100 ml de amostra. Esta solução tem sido considerada como a melhor para a contagem e possibilita inclusive, que os vacúolos gasosos das cianofíceas sejam descarregados, auxiliando no processo de sedimentação (Lund *et al.*, 1958; Jones, 1979).

Após a fixação, as amostras foram estocadas em local

fresco e escuro até a análise. Antes do procedimento de contagem, as amostras foram agitadas delicadamente, para não afetar as células, mas vigorosamente o suficiente para garantir uma boa homogenização. Logo em seguida, subamostras foram colocadas nas câmaras de sedimentação.

Na metodologia de Utermohl, podem ser utilizadas câmaras de sedimentação de diversas capacidades, sendo que o volume escolhido deve variar inversamente com a abundância dos organismos a ser determinada. Quando a densidade das populações não é muito grande, como em ambientes oligotróficos, são adequadas câmaras de 10 até 20 cm de altura (Margalef, 1983; APHA, 1985) ou 50 a 100 ml (Wetzel & Likens, 1979). Para populações densas de fitoplâncton, como em lagos eutróficos, é recomendado que sejam empregadas uma série de câmaras de contagem de diferentes capacidades (Utermohl, 1958; Boney, 1976). Segundo Margalef (1983), é conveniente que se organize o censo fitoplanctônico de modo que não se conte o mesmo volume para espécies muito distintas, devendo-se contar os indivíduos das espécies mais numerosas em um volume relativamente pequeno e volumes maiores para espécies mais escassas.

No caso do Lago Paranoá, ambiente do presente estudo, há uma grande abundância da cianofíceia *Cylindrospermopsis raciborskii* Woloszynska em relação às demais algas. Optou-se, portanto, pela utilização de dois diferentes tipos de câmara de sedimentação: de 0,13 ml e de 5 ml, tendo sido contadas duas de cada volume para cada amostra.

A escolha da câmaras baseou-se no trabalho de Starling

(1989), que comparou câmaras de sedimentação de diferentes capacidades (0,13, 0,85, 5 e 10 ml) em amostras provenientes do Lago Paranoá. Este autor concluiu que a de 0,13 ml proporcionou, além de um menor tempo necessário à sedimentação, uma maior acurácia para a determinação da *Cylindrospermopsis raciborskii*, e que a de 5 ml foi mais adequada para a contagem das demais algas, conjugando uma menor interferência da densidade da cianofíceia dominante com um maior número de algas sedimentadas.

Na literatura, encontram-se citações de tempos variados requeridos para a sedimentação nas câmaras de contagem: Lund *et al.*, (1958) recomendam 3 horas para as câmaras de 10 ml e 1 hora para as de 1 ml; Javornicky (1958 *in* Willén, 1976) considera que de 20 minutos à 1 hora seja suficiente para uma câmara de 1 ml; Nauwerk (1963) encontrou 4 horas por centímetro de altura da câmara como adequado; APHA (1985) cita 0,5 hora por milímetros de altura. Jones (1979) e Margalef (1983) relatam como tempo suficiente, em horas, o valor de 3 vezes a altura da câmara em centímetros e consideram a necessidade do tempo de sedimentação ser suficiente para que mesmo as algas menores se sedimentem.

Em razão da variabilidade citada acima, optou-se pela segurança de um tempo de sedimentação de 1 hora para as câmaras de 0,13 ml (1,2 mm de altura), e de 12 horas para as câmaras de 5 ml (10 mm de altura).

No processo de contagem dos organismos sedimentados, um bom modo de reduzir a variação é o de se limitar o número de espécies contadas e decidir sobre um número mínimo de indivíduos a ser contado. Utermohl (1958) e Allen & Koonce (1973) recomendam

que as contagens sejam feitas em pelo menos 100 indivíduos das espécies mais importantes e Lund & Talling (1957), em pelo menos 15 indivíduos das espécies mais raras. Entretanto, desde que as amostras antes de sedimentadas tenham sido homogenizadas, as algas estarão aleatoriamente distribuídas no fundo da câmara de sedimentação podendo, com isso, serem aplicados procedimentos estatísticos para estimar a provável confiabilidade da contagem (Lund *et al.*, 1958; Margalef, 1983 e APHA, 1985).

Para estabelecer o número de indivíduos de cada espécie que deve ser contado e o erro esperado nas estimativas, Javor-nicky (1958 *apud* Willén, 1976) e Lund *et al.* (1958) recomendam, para um intervalo de 95% de confiança, a seguinte fórmula: erro máximo = $2 \times 100\% / \sqrt{n}$, onde n é o número de indivíduos contados.

No presente estudo, procedeu-se às contagens por amostra até se atingirem 100 indivíduos de *Cylindrospermopsis raciborskii* contados em cada câmara de 0,13 ml e 100 indivíduos das espécies principais das outras algas nas câmaras de 5 ml. O erro máximo foi determinado então como sendo de 20% em relação à média das contagens.

A contagem dos indivíduos sedimentados pode ser feita em toda a câmara, em uma área retangular apenas, em várias áreas circulares ou campos ou, ainda, em um transecto estreito. Escolheu-se contar campos aleatórios devido a ser o procedimento que apresenta uma maior equivalência entre seus resultados, segundo a literatura (Uehlinger, 1964).

Alternativamente, examinou-se ao acaso, sem repetição,

vários campos de contagem até que pelo menos 100 indivíduos das espécies dominantes fossem contados. Para isso, nas câmaras de 0,13 ml foi necessário contar de 20 a 100 campos e, nas câmaras de 5 ml, de 50 a 200 campos.

Geralmente o número de células por unidade de volume é importante quando se faz estudo de relações entre fitoplâncton e fatores abióticos (Lund & Talling, 1957). Também é sempre preferível usar como expressão das populações ou comunidades aquelas unidades que estejam o mais perto da técnica de obtenção de dados (Margalef, 1983). Com isso, optou-se por apresentar os resultados das contagens em termos de número de organismos por litro, seguindo o cálculo descrito em APHA (1985) para a contagem por campo:

$$\text{número de indivíduos/l} = \frac{C \times A_t}{A_f \times F \times V}$$

onde:

C = número de organismos contados;

A_t = área total do fundo da câmara de sedimentação, em mm²;

A_f = área de um campo de contagem, em mm²;

F = número de campos contados;

V = volume de amostra sedimentado, em ml.

Embora o interesse biológico esteja centrado na contagem de células e sua variação, estudos de distribuição de classes, dinâmica populacional e estrutura de comunidades de ecossistemas devem ser feitos sobre o organismo completo. No caso de algas planctônicas, o organismo completo é a colônia e não a

celula (Lund *et al.*, 1958 ; Margalef, 1983).

Neste estudo, as unidades de contagem do fitoplâncton foram: célula, colônia, tricoma, filamento e cenóbio. Organismos em estágio inicial de divisão celular foram considerados unidades.

Análise Qualitativa

Para a análise qualitativa, a amostra concentrada no campo, foi dividida em duas no laboratório. Uma parte foi examinada à fresco, ao microscópio. Para um maior período de conservação do material vivo, guardou-se a amostra à noite em geladeira. A outra parte foi fixada com solução de Transeau (6 partes de água + 3 partes de álcool etílico 95% + 1 parte de formalina a 4%), volume/volume, e também observada ao microscópio.

Apesar do preservativo ideal para as algas ainda não estar bem determinado, a solução de Transeau tem sido a que melhor atende às características de um bom conservante: solução de fácil obtenção e que altera o menos possível a aparência das algas (Bicudo & Bicudo, 1970).

O exame qualitativo ao microscópio foi feito com ocular de 12,5X e objetiva de 100X em óleo de imersão. Com auxílio de câmara clara e ocular micrometrada, foram feitos desenhos e anotadas as medidas dos organismos encontrados para os procedimentos de identificação.

O conhecimento taxonômico é de relevância para que se possa avaliar, de forma mais precisa, condições ambientais espe-

cificas (Rosa *et al.*, 1987), sendo a composição de espécies e seus grupos de grande valor para a caracterização dos ecossistemas aquáticos (Palmer, 1962; Margalef, 1983; APHA, 1985).

A identificação dos organismos objetivou, sempre que possível, atingir até o nível de espécie ou inferior. Toda a parte de identificação do fitoplâncton precedeu aos trabalhos de contagem da análise quantitativa.

Para os trabalhos de identificação, foi consultada a seguinte bibliografia: Smith (1920, 1924), West *et al.* (1923), Prescott & Andrews (1955), Desikachary (1959), Scott & Prescott (1961), Prescott (1962), Singh (1962), Forster (1963, 1964, 1969), Uherkovich (1966), Philipose (1967), Teiling (1967), Fott & Nováková (1969), Komárková-Legnerová (1969), Bicudo & Bicudo (1970), Bourrely (1970, 1972, 1981), Hill (1970, 1972), Kovácik (1975a, 1975b), Prescott *et al.* (1975, 1981), Jeeji-Bai *et al.* (1977), Drouet (1978), Horecka & Komarek (1979), Leite (1979), Parra (1979), Martins (1980), Reymond (1980), Cardoso (1982), Sant'Anna & Martins (1982), Giani & Pinto-Coelho (1986), Picelli-Vicentin (1987) e Hindağ (1988) .

2.5.4. Zooplâncton

A estrutura da comunidade zooplânctônica é formada primariamente pelo ambiente físico e químico e por interações biológicas. Entre essas últimas, a predação e a competição interespecífica por alimento têm sido constatadas como forças dominan-

tes em muitos ecossistemas (Blancher, 1984).

As atividades do zooplâncton contribuem, por sua vez, para determinar a estrutura das comunidades fitoplanctônicas: a herbivoria, que resulta em pressão seletiva sobre as algas e a regeneração de nutrientes, em especial nitrogênio e fósforo, que em lagos tropicais podem ter papel importante para determinar as taxas de suprimento desses nutrientes para o fitoplâncton (Kilham & Kilham, 1984; Lenz *et al.*, 1986).

No presente trabalho, a comunidade zooplanctônica foi analisada qualitativa e quantitativamente. No campo, com auxílio de garrafa de amostragem, foram coletados, filtrados e concentrados 10 litros de água para o exame quantitativo e coletado um litro de amostra bruta para a análise qualitativa.

Análise Quantitativa

A escolha dos recursos empregados na amostragem depende do tipo de zooplâncton, sua abundância, a natureza do estudo e do corpo d'água a ser investigado (Evans & Sell, 1985). Em lagos eutróficos, como o Lago Paranoá, onde existem grandes populações de zooplâncton herbívoro de pequeno porte (rotíferos e cladóce-ros) (Hrbacek *et al.*, 1961; Gannon & Stemberger, 1978; Pinto-Cor-elho, 1987), recomenda-se que seja preferível tomar amostras de 10 a 20 litros d'água, com garrafa de coleta, e filtrá-las sobre uma rede fina para a obtenção de censos mais confiáveis (Green, 1977; Margalef, 1983; APHA, 1985).

Quanto ao tamanho do poro da rede para a filtração, Li-

kens & Gilbert (*apud* Green, 1977) recomendam de 35 um para populações de rotíferos. Green (1984) considera que de 55 um seja pequena suficiente para reter a maioria dos rotíferos e todos os microcrustáceos, reservando a de 250 um para microcrustáceos maiores. Evans & Sell (1985) sugerem redes de 76 e 156 um, a primeira mais eficaz para amostragem do pequeno zooplâncton mas podendo apresentar problemas de entupimento, dependendo do ambiente, e a segunda não o amostrando eficazmente. Para coleta de náuplios e rotíferos, Blancher (1984) recomenda rede U.S. Standard #20 (64 um) e Margalef (1983) rede de 50 ou 60 um.

Na coleta de campo utilizou-se, para a concentração dos organismos, a filtração em rede de plâncton de 68 um de tamanho de poro, filtrando-se apenas 10 litros de água para evitar o entupimento da malha.

Logo após a coleta, no laboratório, o concentrado obtido com a filtração teve o seu volume medido com proveta graduada. Em seguida, para facilitar a visualização adequada dos organismos zooplânctônicos, a amostra foi corada com algumas gotas de Rosa de Bengala (5 gotas para cerca de 150 ml). Em amostras com turbidez, esse corante ajuda a diferenciar o material vivo do não vivo, pois é quimicamente específico para carapaças de zooplâncton (APHA, 1985).

A fixação foi feita após 10 minutos da adição do corante, utilizando-se uma solução de formalina 40% v/v, com uma concentração final de 5% de formol.

Para a realização da contagem, foram empregadas células de Sedgwick-Rafter de 1.000 mm² de área de fundo e capacidade de

1 ml. Este tipo de lâmina, além de ter seu uso bem difundido, é de fácil manuseio e permite uma ampla variedade de procedimentos de contagem (Woelkerling *et al.*, 1976; Branco, 1978; Jones, 1979; Evans & Sell, 1985).

A análise nas lâminas de Sedgwick-Rafter tem dois componentes: o número de lâminas a serem contadas e o número de campos contados em cada uma. APHA (1985) recomenda que sejam contados 10 ou mais campos aleatórios, Kutkuhn (1958) propôs 10 campos em 4 células e Guillard (1973 *apud* Woelkerling *et al.*, 1976), que se contem tantos campos quantos forem necessários para se obter a precisão desejada. Woelkerling *et al.* (1976), contando uma área equivalente a 285,6 campos em apenas uma lâmina, encontrou um coeficiente de variação de 13,3% e McAlice (1971), com a contagem de 30 campos em 3 lâminas, obteve um coeficiente de variação de 7,4%, indicando que é recomendável que se contem de 2 à 4 células.

Como a detecção dos táxons, incluindo as espécies de ocorrência menos freqüente, depende do número total de campos examinados, escolheu-se proceder a contagem de 4 lâminas de Sedgwick-Rafter, com exame de todo o conteúdo das células.

Para a realização da análise, a amostra foi homogenizada e, com o auxílio de uma pipeta não seletiva Hensen-Stempel de 1,0 ml, foram preparadas as subamostras para as células de Sedgwick-Rafter. A contagem foi feita ao microscópio binocular com aumento de 32X e utilizou-se também, quando necessário, o aumento de 100X para uma melhor identificação do material.

Para a obtenção do resultado final da contagem de cada

amostra. foi feita a média das 4 contagens para cada espécie verificada. O número de organismos zooplanctônicos, expresso em número de indivíduos por litro, foi calculado seguindo-se a fórmula:

$$\text{número de indivíduos/l} = \frac{m \times Fc}{Vf}$$

Onde:

m = média das contagens das 4 lâminas;

Fc = fator de concentração = volume da amostra/volume da lâmina de Sedgwick-Rafter;

Vf = volume em litros filtrados no campo

Análise Qualitativa

Para a análise qualitativa, a amostra de um litro coletada no campo foi dividida em duas partes. Em uma delas empregou-se a técnica de escurecer parte do frasco e iluminar a superfície durante cerca de 15 minutos e, então, com auxílio de pipeta não seletiva (Hensen-Stempel), recolheu-se o zooplâncton que havia-se acumulado na parte iluminada e observou-se ao microscópio. Com a outra parte da amostra, fez-se um concentrado do material, através de nova filtração em malha de 68 um. Em seguida, adicionou-se igual volume de água bem quente e depois fixou-se com formol para uma concentração final de 5%. Todo esse procedimento objetivou facilitar o estudo dos Rotíferos.

Para a identificação do zooplâncton, em geral, conforme o material estudado, devem ser feitas observações com organismos

fixados ou vivos, ou ambos. Os rotíferos não loricados, em especial, são muito delicados e frágeis, podendo ficar irreconhecíveis quando preservados. Uma técnica simples para obtenção de animais mortos e bem distendidos é recomendada por Pennak (1953), Edmondson (1959) e Schaden (1985) e consiste em adicionar a amostra com rotíferos um igual volume de água fervente. Com esse procedimento, ocorre a morte de parte dos animais no estado de expansão apropriado para posterior fixação e observação.

A análise qualitativa ao microscópio foi realizada com ocular de 12,5X e objetivas de 10, 40 e 100X. Com auxílio de câmara clara e ocular micrometrada, foram feitos desenhos e anotadas as medidas dos organismos encontrados para o estudo taxonômico.

A identificação dos organismos objetivou, sempre que possível, atingir até o nível de espécie ou inferior. Para os trabalhos de taxonomia foi consultada a seguinte bibliografia: Myers (1930), Ahlstron (1940, 1943), Berzins (1951), Voigt (1956/1957), Oliver (1962), Sudzuki (1964), Ruttner-Kolisko (1974), Kiefer (1978), Koste (1978, 1989), Sharma (1978), Korinek (1981), Lieder (1983), Reid (1986), Koste & Shiel (1987) e ElMoor-Loureiro (1990).

2.6. Tratamento dos Dados

2.6.1. Abundância e Frequência das Espécies

A análise da estrutura das comunidades planctônicas foi feita sob o aspecto da abundância relativa e da frequência de ocorrência, tanto das principais divisões como das espécies.

Para a análise de abundância, o critério utilizado para a determinação de espécies abundantes e dominantes foi o descrito em Lôbo & Leighton (1986). São consideradas abundantes aquelas cuja ocorrência numérica é maior do que o valor médio do número total de indivíduos das espécies presentes na amostra e, dominantes, aquelas cuja ocorrência numérica supera 50% do número total de indivíduos presentes.

Para a análise de frequência, foi adotado o critério segundo Gomes (1989), definindo-se a frequência (F), expressa em percentagem, como sendo a relação entre a ocorrência das diferentes espécies e o número total de amostras. As espécies são consideradas constantes quando $F > 50\%$, comuns quando $10\% < F < 50\%$ e raras quando $F < 10\%$. Utiliza-se para o cálculo da frequência:

$$F = \frac{P_a}{P} \times 100$$

Onde:

P_a = número de amostras em que a espécie " a " esta presente;
 P = número total de amostras analisadas.

2.6.2. Índice de Diversidade

O índice de diversidade, como indicador da estrutura de comunidades, permite estabelecer diferenças que se relacionam com a riqueza, o número de espécies presentes e a uniformidade da distribuição das abundâncias relativas dos indivíduos dentro de cada espécie (Pielou, 1966). Integrando informações em um único dado, o índice de diversidade pode ser tratado como um outro parâmetro ambiental (Relevante & Gilmartin, 1980).

O cálculo da diversidade segundo Shannon-Weaver (1949), em comparação com outros índices, é simples na aplicação prática e os valores obtidos, mesmo se provenientes de ambientes diversos, são teoricamente comparáveis (Cook, 1976; Margalef, 1983). Para a obtenção do índice de diversidade (H') utilizou-se a fórmula de Shannon-Weaver:

$$H' \text{ (bits/ind)} = - \sum_{i=1}^s \frac{N_i}{N} \cdot \log_2 \frac{N_i}{N}$$

Onde:

s = número de espécies;

N_i = número de indivíduos de cada espécie;

N = número total de indivíduos.

2.6.3. Análise Multivariada

A ecologia numérica tem por objetivo a análise de grandes tabelas de dados, visando descrever a estrutura desses da-

dos. Durante a análise, procura-se quantificar o grau de associação entre as variáveis, evidenciar comunidades biológicas, delimitar áreas e períodos de mesmas características ecológicas e hierarquizar os fatores responsáveis pela variabilidade dos dados e pela estrutura do sistema estudado (Valentin, 1989).

Em pesquisas limnológicas, quase sempre, utiliza-se uma grande variedade de parâmetros ambientais que, juntamente com os dados específicos da comunidade, irão possibilitar o conhecimento das características do ecossistema aquático. Frequentemente, com a quantificação das observações ecológicas, procura-se avaliar a semelhança entre amostras, pontos de coletas, espécies e entre parâmetros físico-químicos.

No presente estudo, inicialmente, a partir dos resultados de todas as análises, construiu-se três tabelas: 1) com os dados heterogêneos (25 parâmetros biológicos e físico-químicos x 91 amostras), 2) com dados homogêneos do fitoplâncton (57 espécies x 91 amostras) e 3) com dados homogêneos do zooplâncton (34 espécies x 91 amostras). Nas tabelas de plâncton procurou-se não incluir espécies raras quanto à ocorrência e com pouca abundância.

A análise da semelhança entre os dados obtidos foi feita em duas etapas, seguindo as recomendações de Sneath & Sokal (1973) e de Legendre & Legendre (1983). Na primeira etapa, condensou-se a informação contida nas tabelas iniciais de dados sob a forma de matrizes quadradas simétricas de associação.

Para a composição dessas matrizes, pode-se utilizar três tipos de coeficientes de associação: de similaridade, de

distância e de dependência. Os coeficientes de similaridade (S), são aplicados para determinar o grau de semelhança entre comunidades, espécies, habitats e amostras. Os seus cálculos são baseados na presença ou ausência (qualitativos), ou na abundância (quantitativos) em relação à representação total de grupos ou habitats. Neste estudo, foram empregados os coeficientes de similaridade de Sorensen (1948) e de Czekanowski (Bray & Curtis, 1957) para amostras e o índice de Dice, de coincidência (Sorensen modificado), para as espécies. O coeficiente de Sorensen, qualitativo, tem sido amplamente utilizado para amostras onde não se avalia a abundância relativa, enquanto que o de Czekanowski, quantitativo, determina a similaridade entre locais ou comunidades pela comparação da abundância de espécies. Dentre os coeficientes de distância (D), que também medem a associação entre objetos, utilizou-se o de distância euclidiana ao quadrado (Legendre & Legendre, 1983), apropriado para avaliar semelhanças entre dados heterogêneos (Stephenson *et al.*, 1974). O coeficiente de dependência aplicado foi o de correlação de Pearson, de uso comum na determinação de relações entre variáveis.

Na segunda etapa da análise de semelhanças, foi feito o agrupamento e a ordenação dos objetos (amostras) e descritores (espécies e parâmetros ambientais) estudados através das análises de agrupamento, ou "cluster analysis", e das análises de fatorial de correspondência e de componentes principais.

A técnica de agrupamento, ou de hierarquização, é muito difundida em estudos sinecológicos (Holland *et al.*, 1983 e Ribas, 1988) e é baseada na matriz de associação entre espécies ou

entre amostras. Tem por objetivo reunir em grupos, sejam as espécies de mesma distribuição espaço-temporal, sejam as amostras de mesma composição ou abundância de espécies. Os grupos são formados a partir dos pares de espécies ou amostras mais correlacionadas. As variáveis se aglomeram aos grupos em formação, que elas mesmas fusionam em função do coeficiente de similaridade ou de coincidência. A cada ciclo de fusão, a similaridade diminui e o resultado é visualizado sob a forma de um dendrograma. O método de agrupamento hierárquico utilizado foi o de "complete linkage" (COMPL), recomendado por Legendre & Legendre (1983) para aplicação em problemas relativos a associação de espécies.

As técnicas de ordenação, partindo de um problema multidimensional, realizam projeções simplificadas em um espaço reduzido. A ordenação é feita através de análises fatoriais baseadas na extração de autovetores da matriz de associação. Enquanto a análise de componentes principais (ACP) ordena os objetos (amostras e/ou pontos de coletas) e seus descritores (espécies e/ou variáveis) de forma independente, a análise fatorial de correspondência (AFC) representa, simultaneamente, em um mesmo espaço, a ordenação dos objetos e seus descritores.

Tanto a ACP, quanto a AFC, têm sido comumente aplicadas em estudos de ecossistemas aquáticos para evidenciar estruturas de comunidades planctônicas (Miracle, 1974; Giani, 1984), descrever o comportamento de espécies com relação à qualidade de água (Descy *in* Pesson, 1979; Chapman *et al.*, 1985) e como método de classificação de pontos de coletas baseado em suas características físico-químicas e biológicas (Gould *et al.*, 1986).

Na ACP, promove-se a padronização das variáveis e, a partir da matriz de correlação, efetuam-se os cálculos para a obtenção de um pequeno número de combinações lineares. Essas combinações, apresentadas sob a forma de eixos (componentes principais), contêm tantas informações das variáveis originais quanto possível. A análise em componentes principais realiza uma rotação dos eixos iniciais, procurando definir as direções que explicariam mais a variabilidade dos dados. O primeiro plano fatorial, formado pelos dois primeiros eixos, deve resumir um alto percentual de explicação da distribuição da "nuvem" de pontos. Na realidade, os eixos formados, ou seja, os componentes principais, correspondem a fatores ecológicos responsáveis pela dispersão dos dados. Essa interpretação é feita com o auxílio do cálculo das contribuições absolutas e relativas dos objetos e descritores à formação de cada eixo.

A AFC utiliza a mesma abordagem da ACP. Entretanto, difere pela transformação dos dados antes do cálculo dos coeficientes de associação e pelo modo de obtenção das coordenadas dos pontos observações e pontos espécies nos eixos fatoriais. Na AFC, a interpretação dos eixos deve ser feita a partir dos valores de contribuição absoluta das linhas e das colunas.

Todo o processamento da análise multivariada foi feito utilizando-se o pacote NTSYS-pc (Numerical Taxonomy and Multivariate Analysis System), versão 1.50 (1989), da Applied Biostatistics Inc., em computador "PC-AT".

3. RESULTADOS

3.1. Dados Climatológicos

O total de precipitação acumulada ocorrida durante os 13 meses de coletas foi de 1.613,3 mm . Os meses mais chuvosos foram os de março de 1988 (276,9 mm) e fevereiro de 1989 (265,2 mm) e os mais secos os de julho e agosto, ambos sem precipitação. A figura 3 mostra os valores da precipitação mensal para o período de janeiro de 88 à julho de 89.

Na figura 4 pode ser observada a precipitação registrada na semana anterior à coleta mensal.

As médias mensais das temperaturas do ar mínima, média e máxima podem ser vistas na figura 5. A temperatura média do ar diurna variou pouco durante os 13 meses de amostragens, tendo sido o julho o mês mais frio ($21,9^{\circ}\text{C}$) e setembro o mais quente ($27,4^{\circ}\text{C}$). A temperatura máxima variou menos ainda, com valores também menores em julho ($26,2^{\circ}\text{C}$) e maiores em setembro ($31,8^{\circ}\text{C}$). Já a temperatura mínima teve amplitude maior, indo de $8,2^{\circ}\text{C}$ em julho até $18,2^{\circ}\text{C}$ em março de 88. É interessante observar que a maior amplitude verificada foi entre as temperaturas mínimas e máximas diárias. Esta amplitude foi acentuada no período seco, a partir do mês de maio, com uma diferença de $15,7^{\circ}\text{C}$ entre as temperaturas mínima e máxima, até o mês de setembro (diferença de $18,9^{\circ}\text{C}$), sendo nos outros meses entre 11° e 12°C .

3.2. Dados Físico-Químicos

3.2.1. Temperatura

3.2.1.1. Temperatura a 1 metro

A temperatura medida a 1 metro de profundidade durante os 13 meses de estudo (Fig.6) teve um comportamento semelhante em todos os pontos, tendo sido a média de $23,8^{\circ}\text{C}$ ($\pm 2,0$). Houve diminuição dos valores encontrados nos meses de inverno (junho e julho) e aumento no verão, com um máximo em todos os pontos em janeiro. Observou-se uma tendência a valores maiores de temperatura no ponto 7, o último a ser amostrado durante os trabalhos de campo e, por isso, exposto a um maior período de insolação do que os demais.

3.2.1.2. Perfil de Temperatura

Os perfis de temperatura registrados em cada ponto, durante o período de estudo podem ser vistos nas figuras de 8 à 20.

Analisando o ponto 1 em separado, devido à sua pequena profundidade quando comparado aos demais, verifica-se que os valores de temperatura tenderam a ser maiores na superfície do que a 1 e 2 metros. As diferenças mais sensíveis foram registradas em abril/88 e janeiro/89 (3°C entre a superfície e 2 m).

No que se refere ao restante dos pontos, o perfil térmico se apresentou estratificado, nos meses de março e abril de 1988, com a camada de epilimnio variando entre os diferentes pontos, de 2 a 7 metros de espessura. O metalimnio e o hipolimnio se apresentaram com tamanhos variados e em profundidades diversas. O perfil também pode apresentar-se com duas termóclinas, como no ponto 6 em março e nos pontos 6 e 7 em abril.

No mês de maio, o perfil apresentou isotermia sem uma diferenciação entre hipolimnio e epilimnio pelo menos até a profundidade de medição de 11 metros. Exceção se verificou nos pontos 6 e 7, nos quais houve um aumento da temperatura na superfície provavelmente devido à insolação.

Em junho e julho, observou-se também uma tendência a existência de isotermia em todos os pontos, podendo ser encontrada camada epilimnética relativamente estreita, na superfície do perfil em alguns (ponto 5 em junho, 6 e 7 em julho).

Em agosto, o perfil térmico mostrou-se bem variável entre os locais de amostragem, com situações de estratificação e isotermia. Os pontos 2 e 3 apresentaram epilimnios mais frios na superfície. Em geral, essa camada foi espessa (de 6 a 7 metros) e o metalimnio variável ou ausente (pontos 4 e 6), com o hipolimnio se verificando abaixo de 9 metros de profundidade. Ocorreu isotermia em praticamente todo o perfil do ponto 7, aparecendo apenas um aquecimento na sua superfície.

Em setembro, todos os perfis mostraram-se termicamente estratificados e apresentando uma camada metalimnética distinta. O hipolimnio se iniciou aos 8 ou 9 metros em todos os pontos. Nesse

mes foi grande a diferença entre as temperaturas de superfície e as de 11 metros, com diferenças de até 6°C.

Também em outubro, novembro e dezembro, o perfil apresentou um comportamento semelhante. Verificou-se um epilímnio de 2 a 4 metros no primeiro mês, de 6 à 8 no segundo e de 5 à 6 no terceiro. O metalímnio foi em todos espesso, indo na maioria, até a profundidade de medição. O hipolímnio evidenciou-se em dezembro, a partir de 9 e 10 metros nos pontos 2, 4, 6 e 7. Exceção ocorreu no ponto 4, em novembro, com isotermia até os 11 metros.

Em janeiro, o perfil apresentou-se ainda estratificado e com um comportamento heterogêneo entre todos os pontos. Apesar de ter havido uma termóclina da superfície até 2 ou 3 metros nos sete pontos, o perfil pode tender a uma certa isotermia (pontos 4 e 5) ou a uma anisotermia (especialmente pontos 3, 6 e 7).

No mês de fevereiro, o perfil mostrou-se isotérmico no ponto 4 e estratificado nos demais, com um epilímnio de 4 (pontos 3 e 5) à 8 metros (ponto 6) e um metalímnio variável. O hipolímnio foi definido apenas nos pontos 2 e 7, à 9 e 10 metros de profundidade, respectivamente.

Em março, ocorreu uma estratificação semelhante em todos os pontos, exceto no ponto 4, que novamente apresentou isotermia nos 11 metros analisados. Na maioria, a camada epilimnética foi espessa, de 8 à 10 metros e o metalímnio pequeno ou ausente. O hipolímnio foi distinguido a 10 metros nos pontos 2 e 5.

3.2.2. Condutividade

3.2.2.1. Condutividade a 1 metro

A condutividade verificada a 1 metro de profundidade durante os 13 meses de coletas pode ser vista na figura 7. Com exceção dos pontos 1 e 2, os demais tiveram um comportamento semelhante na condutividade: valores relativamente baixos, com a média de 58,7 (+/-20,1) uS/cm com aumento significativo em dezembro, atingindo valores de 100 a 120 uS/cm. No ponto 1, principalmente, e no ponto 2, os valores foram maiores em todos os meses, sendo o máximo atingido também em dezembro.

2.2.2.2. Perfil de Condutividade

Em relação ao ponto 1, a condutividade foi semelhante da superfície a 2 metros, de abril à dezembro, e bem mais alta a 2 metros em março de 88 e de janeiro à março de 89. Nesta época, foram registradas diferenças de até 70 uS/cm, entre a superfície e 2 metros. As maiores medidas do perfil foram registradas nos meses de setembro e dezembro (Fig.8 à Fig.20).

Nos meses de março e de abril de 1988, em todos os pontos à exceção do 1, a condutividade aumentou da superfície até os 11 metros. Houve exceção somente no ponto 3 em março, com valores menores de 6 à 9 metros de profundidade. Na maioria dos pontos observou-se uma camada superficial homogênea, de cerca de 4 à 8 metros, com uma condutividade em torno de 50 uS/cm. Abaixo

desta, o aumento foi maior nos pontos 2 e 7, chegando até a 90 uS/cm.

Em maio, o perfil de condutividade apresentou-se bem homogêneo, com pequenas variações nos pontos 2, 5 e 6.

Nos meses de junho e julho, ocorreu um comportamento semelhante no perfil da condutividade de todos os pontos, com uma diferença gradativa de cerca de 10 uS/cm de 0 à 11 metros de profundidade. Pontos 1 e 2 apresentaram os valores mais altos.

Em agosto, houve desde estratificação (pontos 2,3,4,5 e 6) a homogeneidade (ponto 7) no perfil de condutividade.

No mês de setembro, em todos os pontos, o perfil de condutividade esteve estratificado, havendo um aumento sensível a partir de 5 metros nos pontos 4,5,6 e 7. Os pontos 2 e 3 tiveram um comportamento similar, com a presença, entre as profundidades de 6 e 9 metros, de uma camada com condutividade mais baixa.

Nos meses de outubro e novembro, houve uma tendência de aumento gradativo dos valores da superfície até 11 metros. A única alteração desse comportamento do perfil ocorreu no ponto 3, com a presença de menor condutividade, em profundidades de 8 e 9 metros.

Em dezembro, observou-se um aumento dos valores da condutividade em todos os pontos e em todas as profundidades analisadas. Os valores médios que antes oscilavam em torno de 50 e 60 uS/cm passaram para a faixa de 100 a 110 uS/cm. Ainda no ponto 3 foi verificada a presença de valores menores, abaixo de 6 metros. Nos pontos 2 e 7 houve uma maior amplitude entre as medi-

das da superfície e de 11 metros.

Nos meses de janeiro e fevereiro houve, na maioria dos pontos, um aumento gradativo dos valores de condutividade no perfil. No ponto 2, existiu a maior diferença entre a superfície e o fundo. Em fevereiro, no ponto 3, voltou a ocorrer uma diminuição dos valores entre 7 e 10 metros, e no ponto 5 o aumento gradativo foi verificado apenas abaixo de 7 metros de profundidade.

Em março, ocorreu uma estratificação dos valores de condutividade, existindo uma camada da superfície até 2 (pontos 4,5 e 7) ou 8 metros (ponto 2) com valores menores e, em seguida, uma outra camada com valores maiores (pontos 4 e 7) ou um aumento gradativo até 11 metros. O ponto 3 teve comportamento singular, com um decréscimo da condutividade entre 8 e 10 metros.

3.2.3. Transparência da Água, Zona Eufótica e Coeficiente de Extinção.

A transparência da água teve valores maiores no período de estiagem, de maio a setembro, e menores nos meses de dezembro, janeiro e fevereiro (Fig.21).

As menores medidas foram observadas no ponto 1, sendo a mínima de 27 cm verificada em janeiro. No ponto 5, foram observadas as maiores medidas, principalmente em junho, julho e agosto, tendo neste último alcançado o valor máximo de 120 cm. Du-

rante os 13 meses estudados, a média da transparência foi de 58 cm.

O limite da zona eufótica teve maiores valores na época seca, tendo sido o máximo de 3,00 metros no ponto 5, em agosto, e o mínimo de 0,67 metro no ponto 1, em janeiro.

Durante os meses de estudo, o ponto 5 foi o que teve em geral, a camada eufótica maior, com uma média dos valores de 1,81 metros. Em seguida, foram os pontos 4 (1,55 m), 2 (1,47 m), 3 (1,40 m), 6 e 7 (1,30 m) e, por último, o ponto 1, com uma média de 1,15 m de zona eufótica.

O coeficiente de extinção ficou entre 1,58 (ponto 5, em agosto) e 7,03 (ponto 1, em janeiro). A média dos valores encontrados foi de 3,60.

3.2.4. Potencial Hidrogeniônico (pH)

As medidas do pH tiveram, em geral, uma variação semelhante nos 7 pontos tendo oscilado entre 5,8 e 9,7 (Fig.22), obtendo uma média de 7,8 (+/-1,0). Os valores ficaram, em sua maior parte, acima de 7,0, com uma queda em maio e aumento em setembro em diante, com valores maiores na época chuvosa. Exceção se verificou nos pontos 1 e 2, que tiveram queda significativa nas medições de dezembro.

Os pontos 3 e 6 tiveram valores em média mais altos (médias dos valores de 8,5 e 8,3, respectivamente), seguindo o ponto 5 (8,0), ponto 7 (7,9), ponto 2 (7,5) e o ponto 1 (6,9).

3.2.5. Oxigênio Dissolvido

A faixa de variação do oxigênio dissolvido foi de 8% à 177% de saturação e a média de 97,2% (+/-35,1), sendo os teores absolutos encontrados de 0,6 a 13,2 mg/l.

O comportamento dos valores foi semelhante, com queda em todos os pontos no início do período seco (Fig.23). Destacou-se uma grande amplitude nas concentrações em julho, desde 35% no ponto 1 até a alta de 167% no ponto 7. Houve um aumento do oxigênio dissolvido no final da seca e na época chuvosa, sendo que com exceção do ponto 1, todos os demais pontos tiveram valores acima de 100% de saturação de outubro à janeiro.

Em sua maioria, a média dos valores observados nos pontos esteve em torno de 100% da saturação: ponto 6 com 113%, ponto 7 com 110%, ponto 3 com 106%, ponto 4 com 105%, ponto 5 com 97%, ponto 2 com 91% e ponto 1, diferindo, com 58%.

3.2.6. Alcalinidade Total e Carbono Inorgânico

Os valores da alcalinidade total tiveram uma diminuição nos meses de maio e junho, exceto nos pontos 1 e 2, e um aumento de julho à outubro na maioria dos pontos. Foi registrada uma elevação acentuada da alcalinidade total no ponto 1 de julho à outubro (Fig.24).

A alcalinidade variou de 0,131 mEq/l à 0,655 mEq/l, tendo sido a média de 18,0 (+/-8,9) mEq/l. Os maiores valores

foram sempre observados no ponto 1, que obteve uma média nos 13 meses de 0,497 mEq/l e em seguida no ponto 2, com uma média de 0,356 mEq/l. Os pontos 3,4,5,6 e 7 tiveram médias de: 0,288, 0,289, 0,276, 0,251 e 0,293 mEq/l, respectivamente

De forma análoga à alcalinidade, na maior parte dos pontos, o carbono inorgânico total teve teores mais elevados na época seca, quando comparados aos da época chuvosa (Fig.25). Variou de um mínimo de 7 mg/l a um máximo de 55 mg/l, tendo sido a média de 18,0 (+/-8,9) mg/l. O ponto 1, com os valores e amplitudes mais altos, teve uma média de 32,6 mg/l seguindo-se os pontos 2 (20,20), 5 (16,2), 4 (15,3), 7 (14,6), 3 (14,1) e 6 (13,1 mg/l).

A concentração de CO₂ teve um aumento em todos os pontos nos meses de maio e junho, e uma diminuição, exceto no ponto 1, entre os meses de outubro e janeiro (Fig.26). A faixa de variação ficou entre 0,2 e 735 uM/l. A média dos valores encontrados, em uM/l e em ordem decrescente, foram: ponto 1 = 242,7, ponto 2 = 148,2, ponto 5 = 88,20, ponto 4 = 51,2, ponto 7 = 48,9, ponto 6 = 42,2 e ponto 3 = 28,4, tendo sido a média de todas as análises de 94,6 (+/-157,2) uM/l.

3.2.7. Amônio

Em todos os pontos estudados houve elevação dos teores de amônio nos meses de seca (maio à setembro), com concentrações sempre acima de 500 ug/l e queda na época chuvosa, com menores

valores registrados no mês de janeiro (Fig.27). Ao longo do período de estudo, o amônio variou de 31 ug/l à 3.916 ug/l e a média foi de 961 (+/-855)ug/l.

Nos pontos 1 e 2 as concentrações foram bem maiores que nos demais, com médias de 2.400 e 1.248 ug/l, respectivamente. As outras médias foram de 713 ug/l para o ponto 5, 679 ug/l para o ponto 4, 618 ug/l para o ponto 7, 598 ug/l para o ponto 3 e 471 ug/l para o ponto 6.

3.2.8. Nitrito

As análises de nitrito tiveram registros mais altos a partir de meado do período de seca (julho) até o início da época de chuvas (novembro) (Fig.27). As medições variaram de 3 ug/l à 240 ug/l, tendo sido a média de 18,8 (+/-56,2) ug/l.

Comparando-se os pontos, no geral os valores mensais maiores foram obtidos no ponto 1, exceto no mês de outubro, quando ocorreu alta bem significativa no ponto 2. Devido à essa elevação, a média de nitrito foi maior no ponto 2 (35,4 ug/l), seguindo-se os dos pontos 1 (34,0), 4 (24,0), 3 (17,3), pontos 5 e 7 (7,2) e ponto 6 (6,5 ug/l).

3.2.9. Nitrato

As variações nos teores de nitrato tiveram comportamen-

to semelhante, a exceção do ponto 1: os outros seis pontos com aumentos desde da época de estiagem e com alta no início das chuvas. Diferença só no ponto 2, com alta também em abril (Fig.27). Ponto 1 com menores concentrações de julho à outubro.

A média mais elevada foi registrada para o ponto 2 (221 ug/l) seguindo-se para o ponto 1 (175), ponto 4 (171), ponto 3 (152), ponto 7 (129), ponto 5 (125) e ponto 6 (120 ug/l). A média de todas as análises foi de 138,8 (+/-101,2) ug/l.

3.2.10. Ortofosfato Dissolvido

Os teores de ortofosfato dissolvido registraram aumentos, em todos os pontos, de meado do período seco ao início das chuvas (julho à outubro) com diminuição no mês de dezembro (Fig. 28). Com exceção do ponto 1, os demais tiveram aumento nas concentrações em janeiro. Altas também se verificaram nos pontos 2 e 7, nos meses de maio e março de 88, respectivamente. A média de todos os valores registrados foi de 18,6 (+/-56,2) ug/l.

A faixa de variação do ortofosfato ficou entre 0 (zero) e 309 ug/l. Destacou-se a média bem maior do ponto 1 de 112,4 ug/l. Em ordem decrescente, as médias obtidas foram de 4,6 ug/l no ponto 2, 3,9 ug/l no ponto 7, 2,8 ug/l no ponto 3, 2,2 ug/l no ponto 4, 2,0 ug/l no ponto 5 e 1,8 ug/l no ponto 6.

3.2.11. Fosfato Total

As concentrações de fosfato total registradas foram bem maiores no ponto 1 em relação aos demais. Nesse primeiro ponto, os teores estiveram acima de 500 ug/l nos meses de julho, agosto e setembro (Fig.28). Apesar da tendência geral de teores maiores de meados da seca ao início das chuvas, os outros pontos tiveram uma variação heterogênea dos valores, apresentando altas de agosto a janeiro. Nos sete pontos foi observada uma queda nos teores no mês de dezembro.

Os valores de fosfato total oscilaram de 15 ug/l até um máximo de 553 ug/l. A média mais elevada foi registrada no ponto 1 (290 ug/l), seguido do ponto 2 (77), ponto 7 (38), ponto 3 (33), ponto 4 (31), ponto 5 (28) e ponto 6 (26 ug/l). A média de todas as análises foi de 73,7 (+/-104,9) ug/l.

3.3. Dados Biológicos

3.3.1. Bactérias Heterotróficas

A contagem das bactérias heterotróficas totais registrou valores maiores na época de seca e no início do período chuvoso (Fig.29). Em todos os pontos, com exceção do ponto 1, foi observada queda nas contagens entre os meses de dezembro e janeiro. No ponto 1, os valores aumentaram sensivelmente no

início das chuvas e a diminuição se verificou em fevereiro.

O resultado das contagens variou de um mínimo de 20 organismos por ml até um máximo de 9.000.000.000 organismos por ml. O ponto 1 foi o que obteve números mais elevados de bactérias, com contagens variando de 16.000.000 à 9.000.000.000 org/ml. As amplitudes dos resultados ao longo dos 13 meses de estudo, também foi significativa nos demais pontos: 2 (de 2.000 à 1.900.000 org/ml), 4 (100 à 300.000 org/ml), 5 (de 20 à 200.000 org/ml), 7 (de 140 à 40.000 org/ml), 3 (de 130 à 24.000 org/ml), 6 (de 20 à 3.000 org/ml).

3.3.2. Coliformes Totais

A evolução dos valores de coliformes totais foi diferenciada para os sete pontos durante o período de estudo (Fig.30). O ponto 1 se destacou dos demais, apresentando maiores valores em todos os meses.

A faixa de variação dos resultados foi de 0 (zero) à 930.000.000 NMP em 100 ml. As amplitudes verificadas nos pontos foram, em ordem decrescente: no ponto 1 de 210.000 à 930.000.000 NMP/100 ml, no ponto 2 de 930 à 2.400.000 NMP/100 ml, no ponto 3 de 23 à 7.500 NMP/100 ml, no ponto 4 de 70 à 24.000 NMP/100 ml, no ponto 5 de 90 à 460.000 NMP/100 ml, no ponto 6 de 0 (zero) à 4.600 NMP/100 ml e no ponto 7 de 140 à 46.000 NMP/100 ml.

Os resultados do mês de maio foram obtidos por média, já que houve interferência por contaminação nas análises.

3.3.3. Clorofila-a

Ao longo do período de estudo, a concentração de clorofila-a variou de maneira semelhante nos pontos amostrados (Fig.31). Ocorreu uma queda nos valores no início da seca, entre maio e junho, havendo pequenos aumentos na estiagem com outra diminuição sensível em outubro. Na época chuvosa, de novembro à fevereiro, foram observadas altas em todos os pontos.

Os teores de clorofila-a variaram de um mínimo de 11,5 ug/l até um máximo de 107,8 ug/l . As médias encontradas para os diversos pontos foram, em ordem decrescente, as seguintes: 68,5 (ponto 6), 61,0 (ponto 3), 60,1 (ponto 4), 58,9 (ponto 7), 55,0 (ponto 5), 48,8 (ponto 2) e 45,6 (ponto 1). A média de todas as análises foi de 56,9 (+/-21,1) ug/l.

3.3.4. Fitoplâncton

Durante o período de estudo, foram encontradas 76 espécies fitoplanctônicas, abrangendo 35 gêneros distribuídos entre as divisões Chlorophyta, Cyanophyta, Pyrrophyta e Euglenophyta.

A riqueza de algas variou de um mínimo de 11 espécies até um máximo de 48 espécies presentes por amostra. Observou-se um número maior de táxons entre os meses de junho e novembro, quando foi registrada a presença de 25 à 40 espécies de algas em cada amostra estudada. Na época chuvosa, este número diminuiu, tendo sido verificadas de 20 a 30 espécies por amostra.

A diversidade da comunidade fitoplanctônica, avaliada através do índice de Shannon-Weaver (H), foi relativamente baixa, oscilando entre 0,01 e 0,99 bits/ind (Fig. 35). Na época seca, foi quando o índice apresentou valores mais elevados, tendo ocorrido em outubro, os registros mais altos para a maioria dos pontos. Entre os meses de dezembro e fevereiro, o índice foi menor. Comparativamente, em todas as amostras analisadas, a diversidade foi bem maior no ponto 1 e menor no ponto 6.

A divisão que apresentou um maior número de táxons presentes, ao longo dos treze meses de estudo, foi a Chlorophyta, com 54 espécies. Em seguida foi a Cyanophyta, com 10 espécies, a Euglenophyta com 8 espécies e a Pyrrophyta com 4 espécies. A lista dos táxons fitoplanctônicos encontrados pode ser vista na tabela 3 e seus desenhos nas figuras 45 à 109.

Apesar de ter sido encontrado um maior número de espécies de clorofíceas, foram as cianofíceas que predominaram no plâncton em termos de abundância. Esse domínio foi devido à presença constante, e em grande número, da alga *Cylindrospermopsis raciborskii*. Esta cianofícea, da família Nostocaceae, foi a alga dominante em 82,4% das amostras analisadas, segundo critério de Lobo & Leighton (1986). Nestas amostras, o seu número foi o principal responsável pela contagem total do fitoplâncton.

Nas análises quantitativas, o número total das algas variou de 7.759.000 org/l, verificado no mês de outubro, no ponto 4, até 33.160.000 org/l, no mesmo ponto, em dezembro (Fig. 32). A contagem de *Cylindrospermopsis raciborskii* oscilou entre 150.000 org/l, ocorrida em outubro no ponto 1 e 97.458.000 org/l, ocor-

rida no ponto 4 em dezembro.

Na época da seca, o número de organismos fitoplanctônicos decresceu na maioria dos pontos de coleta, tendo havido menores contagens entre os meses de julho e outubro. No período chuvoso, foi observado um aumento nas contagens. Com exceção do ponto 1, em todos os outros pontos amostrados essa variação sazonal correspondeu às oscilações numéricas da cianofícea dominante (Fig.33).

De um modo geral, no ponto 1 verificaram-se os resultados menores das contagens, no qual também, *C. raciborskii* exerceu uma menor dominância na comunidade fitoplanctônica. Neste ponto, esta alga só foi dominante nos meses de março de 88 e fevereiro de 89, quando fez, respectivamente, 74,5% e 55,3% do fitoplâncton analisado. Nos outros meses, entretanto, ela foi uma alga considerada como abundante, segundo critério de Lôbo & Leighton (1986), oscilando entre um percentual de 0,7% (outubro/88) e 45,3% (janeiro/89) de participação numérica nas contagens.

A diminuição do número de *C. raciborskii* no período seco, permitiu também a queda de sua dominância no ponto 2, nos meses de agosto, setembro e outubro, quando foi apenas abundante, constituindo, respectivamente, 44,7%, 34,9% e 14,3% do fitoplâncton. Ainda em outubro, também esta alga foi abundante nos pontos 3 e 4, onde representou 42,7% e 28,9% das algas contadas, respectivamente.

As maiores contagens totais do fitoplâncton, em média, foram verificadas para o ponto 6. Em todos os meses, neste pon-

to, os resultados ficaram acima de 30.000.000 org/l. Durante o estudo, neste local de amostragem, *C. raciborskii* correspondeu de 97,2% a 99,7% das algas contadas.

Devido à presença maciça de *C. raciborskii*, na maior parte do material coletado, foi feita uma análise em separado das demais cianofíceas e outras divisões presentes. A variação da abundância dos grupos de algas, com exceção de *C. raciborskii*, pode ser vista na figura 34.

O grupo formado pelas demais cianofíceas apresentou uma elevação de número nas contagens, nos meses de abril e/ou maio. Neste último mês, verificou-se no ponto 7 a maior presença do grupo, correspondendo a um aumento do número da alga *Merismopedia tenuissima*, abundante também, nos pontos 1, 2 e 3, nesta mesma coleta.

Durante todo o período de estudo, as cianofíceas com exceção da *C. raciborskii* estiveram com uma maior presença no ponto 1, onde apresentaram um aumento numérico ao longo da época seca. Em outubro, chegaram a alcançar a participação de 23,3% nas algas contadas deste ponto.

O número de espécies desse grupo, presente em cada análise, variou de 1 à 8. Durante a época seca e no início da chuvosa, nos pontos 1 e 2 houve sempre a presença de pelo menos 5 espécies de cianofíceas constituindo parte da população fitoplanctônica. Nos demais pontos, o número presente esteve sempre abaixo de 5, em todas as amostras examinadas.

As algas da divisão Chlorophyta estiveram mais abundantes, em todos os pontos, a partir de meados do período seco,

tendo apresentado altas numéricas nos meses de setembro e outubro. Neste último mês, constituíram pelo menos 40% do fitoplâncton contado dos pontos 1, 2 e 3, chegando a um máximo de participação de 52,4% nos resultados das contagens do ponto 4.

Na época chuvosa, a partir do mês de dezembro, houve uma diminuição na abundância das clorofíceas em todos os pontos estudados. Nesse período, o percentual de participação dessas algas no fitoplâncton ficou abaixo de 1% na maior parte das amostras examinadas.

Durante todas as amostragens, o grupo das clorofíceas esteve, em média, com uma maior abundância nos pontos 1 e 2 e, com uma menor, nos pontos 5, 6 e 7, nos quais, em nenhuma amostra ultrapassou 9% do total de algas contadas.

A riqueza das clorofíceas variou de 12 à 36 espécies presentes por amostra. O número foi maior no período seco e no início do chuvoso, tendo sido observados, em novembro, os valores mais altos com pelo menos 18 espécies nas amostras de cada ponto. A partir de dezembro e janeiro, houve uma queda no número de espécies de clorofíceas presentes, em todos os pontos de coletas. Ao longo do estudo, foi no ponto 2 onde encontrou-se a maior presença de espécies desse grupo, com uma média de 28 táxons por amostra analisada. Por outro lado, foi no ponto 6 onde verificou-se a menor presença, com 18 táxons, em média, por amostra.

As algas pertencentes à divisão Euglenofita estiveram presentes, preferencialmente nos pontos 1 e 2. A maior abundância desse grupo foi no ponto 1, no período seco, especialmente

em julho e agosto.

As algas da divisão Pirrófita estiveram presentes em todas as amostras de fitoplâncton coletadas no estudo. Esta alta frequência de ocorrência foi devido à presença constante das criptofíceas em todos os pontos amostrados. No ponto 1 foi onde houve a maior abundância desse grupo, tendo ocorrido elevações em suas contagens nos meses de abril, agosto e janeiro, ocasionadas por respectivos aumentos nas populações do gênero *Cryptomonas* presentes. Em abril e em agosto, esse táxon chegou a ser dominante na comunidade fitoplanctônica, perfazendo, respectivamente, 59% e 61% do total das algas contadas.

A riqueza de espécies de euglenofíceas e de pirrofíceas foi maior nos pontos 1 e 2. Ao longo dos meses de estudo, estes pontos tiveram, em média, de 5 à 6 espécies desses dois grupos presentes por amostra. Nos demais pontos, ocorreu, em média, apenas 3 espécies desses grupos. Em todos os pontos, o número de táxons presentes de euglenofíceas e pirrofíceas foi maior na época seca.

Na tabela 4 pode ser vista a lista das algas encontradas, em ordem decrescente, relativa à abundância que apresentaram no total das contagens realizadas. Nesta tabela também encontram-se as medidas de suas respectivas células.

As denominações de ocasionalmente dominante e ocasionalmente abundante também foram utilizadas em função dos critérios de Lôbo & Leighton (1986). Como esses autores empregam essa classificação em cada amostra analisada e, como a maior parte das algas não foi em todas as amostras dominante ou abundante,

optou-se pela complementação de "ocasionalmente". Exceção se verificou com *C. raciborskii* que, como dominou na maioria das amostras, foi considerada como dominante.

Apesar de apenas dois táxons terem obtido a denominação de dominante quanto à abundância, foi verificado que muitos outros apareceram, constantemente, nas amostras coletadas. Outros, embora tendo apresentado uma certa abundância na contagem total do fitoplâncton, tiveram sua presença restrita a um pequeno número de amostras.

A ocorrência das algas encontradas nos sete pontos estudados, ao longo dos treze meses de coletas, pode ser observada na tabela 5. Nesta mesma tabela, encontra-se a denominação de constante, comum ou rara, segundo os critérios de Gomes (1989) e conforme a frequência apresentada pela alga.

Por essa tabela, salientam-se as diferenças, já mencionadas para os diversos grupos, que existiram entre a participação das diferentes espécies na composição do fitoplâncton. Além das heterogeneidades de abundância, foram verificadas diferenças nas frequências de ocorrência e na presença nos meses e pontos de coleta.

Com relação à frequência de ocorrência, 29 táxons foram considerados como constantes na comunidade fitoplanctônica, estando presentes em mais de 50% das amostras. Cerca de 28 dos outros táxons encontrados, tiveram uma frequência menor, tendo sido considerados como comuns, segundo o critério adotado. E, por fim, constatou-se que 9 espécies tiveram ocorrência em menos de 10% das amostras analisadas, sendo consideradas como raras na

comunidade fitoplanctônica amostrada.

Com referência à presença das espécies nos pontos de coleta, observou-se que as diferenças maiores foram em relação à ocorrência nos pontos 1, 2 e 3. Algumas algas, principalmente as consideradas raras, só estiveram presentes nesses pontos, como as duas espécies de *Aphanothece* e o *Actinastrum hantzschii*. Outras, embora comuns, também tiveram uma maior frequência nos pontos 1 e 2, como as euglenofíceas e as criptofíceas. Por outro lado, algumas espécies, apesar de constantes, foram pouco frequentes nesses pontos, como o *Pediastrum tetras* e o *Coelastrum reticulatum*.

Quanto à ocorrência ao longo dos meses estudados, verificou-se que, em geral, as algas apresentaram modificações na ocorrência e/ou na abundância entre as épocas de seca e chuva. Estas diferenças sazonais, embora evidentes, não foram homogêneas para todas as espécies.

Algumas algas estiveram presentes com maior frequência no início do período seco, como *Merismopedia tenuissima*, *Oscillatoria simplicissima* e o *Micractinium pusillum*. Outras, só apareceram no plâncton a partir de meados da seca, como *Botryococcus braunii*, *Coelastrum orthosticum*, *Coelastrum subprotidum*, *Dimorphococcus lunatus*, *Staurastrum setigerum* e *Staurodesmus mucronatus*. Certas algas tiveram uma maior frequência no início e no final da época seca, como *Micractinium bornhemiense*, *Ankistrodesmus gracile* e *Monoraphidium griffithii*, ou só apareceram no final da seca, como *Staurodesmus dickiei*. Foram poucas as espécies que tiveram a ocorrência diminuída ao longo do período

seco: *Merismopedia tenuissima*, *Coelastrum reticulatum*, *Monoraphidium setiforme*, *Staurastrum laevae* e *S. tetracerum*.

Durante o período chuvoso, certas espécies apresentaram diminuição na ocorrência: *Microcystis aeruginosa*, *Dictiosphaerium erhenbergianum*, *Oocystis lacustris* e *Treubaria schmidlei*.

3.3.5. Zooplâncton

Durante o período de estudo, foram encontradas 37 espécies de organismos zooplanctônicos, abrangendo 25 gêneros distribuídos entre a Classe Rotifera (Super-Ordens Monogononta e Bdelloidea) e as Ordens Cladocera (Famílias Bosminidae e Sidae), Copepoda (Família Cyclopidae) e Diptera (Família Chaoboridae). O grupo dos rotíferos foi o que contribuiu com a maior parte das espécies observadas (32), seguindo-se os cladóceros (3) e os copépodos e dípteros que contribuíram, cada um, com uma espécie. A lista dos organismos zooplanctônicos encontrados nas amostragens pode ser vista na tabela 6.

A riqueza do zooplâncton variou de 6 à 21 espécies presentes por amostra. Durante a época seca até outubro, registraram-se tanto o menor quanto o maior número de espécies presentes por análise. Em maio, nos pontos 2 e 3, foram observadas apenas 6 e, em outubro, nos pontos 6 e 7, foram encontradas 21. Na época chuvosa, de novembro à fevereiro, foi quando ocorreu, em média, um maior número de espécies em todos os pontos. Nesse período, em todas as amostras, foram encontradas mais de 12 espé-

cies de organismos zooplanctônicos. Entre os pontos de coleta, a riqueza de espécies não foi muito diferente, tendo sido maior no ponto 2, que obteve uma média de 15 espécies por amostra e, menor no ponto 1, com uma média de 13 espécies por amostra.

A diversidade da comunidade zooplanctônica, analisada com o índice de Shannon-Weaver (H), oscilou entre 0,43 e 1,08 bits/ind. (Fig. 35). Em todos os pontos, esse índice foi mais baixo na época seca e mais alto na chuvosa, tendo sido, em dezembro, maior que 0,78 bits/ind. em todas as amostras observadas. Comparativamente, a diversidade do zooplâncton foi menor no ponto 1 e maior nos pontos 2 e 6.

Nas análises quantitativas, o número total do zooplâncton oscilou de um mínimo de 8 org/l, verificado no ponto 3, no mês de maio, até um máximo de 8.064 org/l, ocorrido no ponto 1, no mês de julho (Fig.36). Verificou-se que a abundância do zooplâncton foi variável entre os pontos e, também, heterogênea em cada ponto, ao longo dos meses de estudo.

As maiores contagens totais, em média, foram alcançadas nas amostras dos pontos 1 e 2, tendo sido normalmente acima de 500 org/l. Nesses dois locais, também ocorreram oscilações significativas entre as concentrações do zooplâncton. De maio para junho e de setembro para outubro, essas variações foram acima de 1.000 org/l.

No início do período seco e no início do chuvoso, foram observadas diminuições na abundância do zooplâncton. A queda mais acentuada ocorreu nos pontos 1, 2 e 3 no mês de maio. Tanto na época seca quanto na chuvosa, em todos os pontos, foram veri-

ficados valores altos juntamente com valores menores. Nos pontos 1, 2, 4 e 5, as densidades maiores foram registradas na estiagem e nos pontos 3, 6 e 7, as maiores foram obtidas na época chuvosa.

Os rotíferos, além de presentes em todas as amostras analisadas, tiveram uma participação expressiva na contagem total do zooplâncton. Em todos os pontos, em média, foram responsáveis por cerca de 45 à 55% dos resultados das contagens. Em março de 89, chegaram até um máximo de participação de 86% no ponto 7.

A abundância dos rotíferos foi maior nos pontos 1, 2 e 7 e menor nos pontos 5 e 6 (Fig.37). Observou-se que a variação de suas concentrações foi heterogênea entre os locais de coleta. Nos pontos 1 e 2, apresentaram abundâncias maiores na época seca, tendo sido registrado, no ponto 1, em julho, o valor máximo de 2.920 rotíferos por litro, com a presença abundante de *Brachionus angularis*. Já nos pontos 4, 5 e 6, estiveram em maior número na época chuvosa e nos pontos 3 e 7, apresentaram relativa abundância tanto na seca quanto na chuva.

Como principal grupo responsável pela maioria dos organismos zooplanctônicos identificados, os rotíferos apresentaram significativa riqueza em todas as análises, com o número de espécies presentes variando de 5 à 17 por amostra. Apesar da riqueza ter sido relativamente maior nos pontos 2 e 7, onde em média ocorreram 12 espécies por amostra, ela não decaiu muito no ponto 3, onde foi menor, com uma média de 10 espécies por amostra.

Os cladóceros estiveram presentes em quase todas as amostras analisadas, participando sempre com pelo menos duas espécies. Em média, constituíram de 7 à 30% dos resultados das contagens de zooplâncton. Atingiram um máximo de 70% de participação em maio, no ponto 7, com a presença dominante de *Bosmina longirostris* (Fig.38). Comparativamente, foi nos pontos 1 e 2 onde estiveram com uma menor significação na composição do zooplâncton, com participações médias de 7% e 15%, respectivamente. Nos demais pontos, este percentual ficou entre 25 e 30%.

Na maioria dos pontos, os cladóceros apresentaram maiores abundâncias na época seca e no início das chuvas. Diferentemente, no ponto 1, obtiveram valores maiores na época chuvosa. A maior densidade do grupo ocorreu no ponto 5, em outubro, quando atingiram o valor de 640 indivíduos por litro. Em média, a abundância foi maior nos pontos 2 e 3 (45 org/l por amostra) e menor no ponto 6 (20 org/l por amostra).

Os copépodos, apesar de estarem presentes apenas com uma espécie, também tiveram uma significativa participação nas contagens do zooplâncton. Em todas as amostras houve a presença de *Thermocyclops decipiens*, tendo sido os náuplios as formas predominantes na maioria dos pontos (Fig.39). O ponto 1, único a ter predominância das formas de copepoditos e adultos, foi também onde esta espécie mais contribuiu na composição do zooplâncton, chegando a atingir 83% do resultado das contagens no mês de fevereiro de 89. Em média, os copépodos constituíram de 20 à 47% das contagens totais do zooplâncton.

A maior abundância de *T.decipiens* também ocorreu no

ponto 1 onde, em media, a densidade foi de 490 org/l por amostra. Nesse local, em julho, esse copépodo chegou a estar com a densidade de 5.050 individuos por litro, correspondendo a 4.600 adultos e copepoditos e 450 náuplios . Nos pontos 4, 5 e 6 foram onde ocorreram suas menores abundâncias, com a presença , em média, de 30 a 40 copépodos por litro, em cada amostra.

Em todos os pontos de coleta, os copépodos estiveram em densidade constante tanto no período seco quanto no chuvoso. Entre essas duas épocas, entretanto, foi observada uma diminuição em suas abundancias.

Como representante dos insetos, a fase larvar do díptero *Chaoborus* só esteve presente em uma amostra, não havendo contribuição significativa desse grupo para a composição do zooplâncton.

Na tabela 7 pode ser vista a lista das espécies de zooplâncton encontradas, em ordem decrescente, relativa à abundância que apresentaram em todas as contagens realizadas. Nesta tabela também encontram-se as suas respectivas medidas. As denominações de ocasionalmente dominantes e abundantes seguiram os mesmos critérios aplicados e já descritos para o fitoplâncton. Observa-se, por esta tabela, que apenas 5 espécies foram ocasionalmente dominantes, enquanto 22 foram ocasionalmente abundantes. Nota-se, também, que a espécie que foi mais abundante é a que tem as dimensões maiores.

Na tabela 8 pode-se observar a ocorrência dos organismos zooplânctônicos nos sete pontos estudados, ao longo dos treze meses de coletas. Nesta tabela, constam também as denomina-

ções de constante, comum e rara, empregadas segundo os critérios de Gomes (1989) e conforme a frequência apresentada pelas espécies. Nas figuras 110 à 146 podem ser vistos os desenhos dos organismos zooplânctônicos identificados.

Em relação à frequência de ocorrência, 13 espécies foram consideradas como constantes na comunidade zooplânctônica amostrada, tendo sido encontradas em mais de 50% das amostras. Entre estas espécies, estão todas as de microcrustáceos e nove de rotíferos. Outras 11 espécies, todas de rotíferos, foram consideradas como comuns, tendo estado presentes de 10 a 49% das amostras. E, por fim, 12 espécies obtiveram a classificação de raras no zooplâncton, tendo ocorrido em menos de 10% das análises.

Quanto a presença dos organismos zooplânctônicos nos pontos de coletas, verificou-se que, como o que foi visto para o fitoplâncton, as maiores diferenças foram quanto à ocorrência nos pontos 1, 2 e 3 em relação aos demais. Certas espécies, consideradas raras, foram encontradas, praticamente apenas no ponto 1. Outras, classificadas como constantes ou comuns, tiveram uma densidade populacional significativamente mais alta nos pontos 1 e 2, como os rotíferos *Brachionus angularis*, *B. calyciflorus*, *Keratella tropica*, *Rotaria rotatoria* e *Synchaeta pectinata*. O copépodo *Thermocyclops decipiens* apresentou também maiores densidades nos pontos 1, 2 e 3. Por outro lado, outras espécies, embora constantes quanto à frequência, demonstraram ocorrências menores no ponto 1, como os rotíferos *Anuraeopsis fissa fissa*, *Collotheca ornata*, *Conochilus unicornis* e *Trichocerca similis* e

o cladóceros *Bosmina hagmani*. Ainda, entre os cladóceros, foi observada a ausência de suas três espécies nos pontos 1, 2 e 3 no mês de maio e no ponto 1 em outubro (Fig.38).

Em relação à ocorrência ao longo dos meses de coletas, o zooplâncton, como o fitoplâncton, apresentou modificações na frequência e/ou na abundância entre as épocas de seca e de chuva.

Entre os rotíferos, algumas espécies tiveram a frequência e a densidade aumentadas no período seco, como *Brachionus angularis*, *B.calyciflorus* e *Filinia spp.*. Outros, apresentaram menores frequências apenas no início e no final da época seca, como *Collotheca mutabilis*, *Conochilis unicornis* e *Trichocerca capucina* e *T.pusilla*. Outros, ainda, demonstraram aumento de ocorrência apenas no final dessa época e na chuvosa, como *Hexarthra intermedia braziliensis*, *Colurella spp.*, *Keratella americana*, *K.cochlearis* e *Polyarthra vulgaris*.

Entre os cladóceros, a espécie mais abundante, *Bosmina longirostris*, obteve maiores densidades na época seca e no início da chuvosa, contrastando com as duas outras espécies de cladóceros, *Bosmina hagmani* e *Diaphanosoma birgei*, que tiveram suas frequências diminuídas nesse período.

O organismo zooplantônico mais abundante, *Thermocyclops decipiens*, não demonstrou alterações de frequência durante os períodos de seca e chuva. Entretanto, os náuplios desta espécie tiveram um relativo aumento em suas concentrações no final do período seco.

3.4. Análise Multivariada

3.4.1. Fitoplâncton

a) Agrupamento:

No dendrograma resultante da análise de agrupamento das espécies fitoplanctônicas (fig.40), em função de suas co-ocorrências, observou-se a formação de 7 grupos distintos a um nível de 0.25 de similaridade.

O grupo 1, o maior, foi constituído por algas constantes e comuns, que foram mais abundantes nas amostras. Este grupo pode ser subdividido em 1a, contendo espécies associadas entre si a um nível de coincidência de 0.67% à 0.97% e incluindo *Cylindrospermopsis raciborskii*, 1b, com táxons que ocorreram na seca e na chuva, excetuando-se dezembro e 1c, incluindo espécies que apresentaram uma alteração na abundância e/ou frequência de ordem sazonal ou apenas em relação a algum ponto de coleta. Verificou-se que a alga mais associada a *Cylindrospermopsis raciborskii*, em termos de ocorrência nas amostras, foi *Cryptomonas spp.*

No grupo 2, ficaram táxons que foram comuns e que apresentaram uma maior variação sazonal, só ocorrendo a partir de determinados períodos.

O grupo 3 ficou constituído por algas que tiveram presença em certos períodos da época seca.

O grupo 4 apresentou-se com algas que tiveram sua frequência aumentada no início do período seco e no início do chuvoso. É interessante de se notar que a maior parte das oscilatórias encontradas incluíram-se nesse grupo.

No grupo 5, ficaram as algas que tiveram frequência tanto em períodos da seca como em períodos da época chuvosa.

No grupo 6, foram incluídas as algas com frequência aumentada do início da seca até o início das chuvas e no grupo 7, ficaram as euglenofíceas que ocorreram predominantemente no ponto 1.

A análise de agrupamento realizada para verificar as semelhanças qualitativas entre as amostras de fitoplâncton também resultou em um dendrograma de associação. Entretanto, devido à extensão do mesmo, seus resultados foram resumidos na tabela 9.

Por essa tabela, pode-se observar que houve a constituição de 4 grandes grupos de amostras mais ou menos associadas (A, B, C e D). Os grupos formados, integraram amostras relacionadas com níveis de similaridade > 0.56 .

O grupo B apresentou dois subgrupos distintos e foi então dividido em B1 e B2, com amostras com coeficientes de similaridade > 0.75 .

b) Ordenação:

A análise fatorial de correspondência (AFC) realizada para o fitoplâncton explicou, em seus 3 primeiros eixos, cerca

de 58% da variância total da comunidade e até o quinto eixo, 72% dessa variação. O valor dos autovalores dos cinco primeiros eixos e seus respectivos percentuais podem ser vistos na tabela 12 e os coeficientes absolutos, os coeficientes relativos e as coordenadas das espécies, em relação a cada eixo principal, pode ser visto na tabela 13. As coordenadas das amostras encontram-se na tabela 14 e os planos fatoriais na figura 42.

Pode-se verificar que, a alga *Cryptomonas spp.* teve grande participação na formação do primeiro eixo, assim como as amostras dos pontos 1 e 2. Entretanto, esse eixo foi responsável por cerca de 97% da variabilidade da *Cylindrospermopsis raciborskii* e teve também influência sobre várias outras espécies, como *Aphanothece spp.*, *Microcystis aeruginosa*, *Oscillatoria mougeotii*, *Oscillatoria simplicissima*, *Chlorella vulgaris*, *Dictyosphaerium ehrenbergianum* e sobre a própria *Cryptomonas spp.*

O eixo II, foi constituído com uma maior influência de algas como *Cosmarium subprotidum*, *Ulothrix spp.*, *Pseudoanabena articulata*, *Dictyosphaerium ehrenbergianum* e outras, e por amostras dos pontos 1, 2, 3 e 4. Este eixo foi atuante sobre *Microcystis aeruginosa*, *Botryococcus braunii*, *Scenedesmus denticulatus*, *Cosmarium subprotidum*, *Scenedesmus protuberans*, *Staurastrum muticum*, *Ulothrix spp.* e sobre outras algas que também apresentaram significativas variações sazonais.

O eixo III foi influenciado pela alga *Merismopedia tenuissima* e por amostras de abril, maio, setembro e outubro. Esse eixo atuou na variabilidade da própria *M. tenuissima* e na do *Monoraphidium setiforme* e em menor grau sobre outras algas.

3.4.2. Zooplâncton

a) Agrupamento

O resultado da análise de agrupamento das espécies do zooplâncton pode ser visto na figura 41. No dendrograma observou-se a constituição de 6 grupos de organismos associados entre si a um nível mínimo de 0.27 de coincidência de ocorrência.

O grupo principal (1), a um nível de 0.50, pode ser dividido em 3 subgrupos. O subgrupo 1a ficou formado por espécies constantes e ocasionalmente dominantes ou abundantes na comunidade zooplanctônica. Dentro desse subgrupo, pode-se observar 3 espécies bem relacionadas em termos de ocorrência: *Brachionus calyciflorus*, *Bosmina longirostris* e *Thermocyclops decipiens*, que se associaram a um nível de 0.94 à 0.97 de coincidência. O subgrupo 1b ficou constituído por táxons comuns que apresentaram ocorrência predominante na época chuvosa. No subgrupo 1c, ficaram apenas duas espécies comuns que foram verificadas em meados dos períodos seco e chuvoso, tendo sua frequência diminuída na época intermediária a esses dois períodos.

O grupo 2 ficou constituído por organismos que apresentaram uma maior ocorrência nos pontos 1, 2 e 3 ou no início e no final da época seca.

No grupo 3 incluíram-se duas espécies de frequência irregular e pouco associadas, mas que tiveram em comum a ocorrência, em setembro e outubro, nos pontos 5, 6 e 7.

No grupo 4 ficaram espécies que foram encontradas pre-

dominantemente nos pontos 1 e 2.

No grupo 5 incluíram-se espécies também pouco associadas que, entretanto, apareceram nas amostras apenas no final do período seco e no chuvoso. E no grupo 6, as espécies de ocorrência rara que foram incluídas na análise.

A espécie *Ptygura libera* foi a que obteve um menor coeficiente de associação, tendo sido também a única a ocorrer apenas nos meses de abril e maio.

A análise de agrupamento qualitativo das amostras de zooplâncton resultou em um dendrograma extenso, que foi resumido na tabela 10. Verificou-se a formação de vários grupos, constituídos por amostras com nível de similaridade > 0.55 . Foram formados dois grupos principais: o A com amostras de março/88, abril e algumas de maio e o B, com uma amostra de maio, agosto e setembro e amostras de outubro a março/89. Esse grupo, como apresentou sub-grupos, foi dividido em B1, B2 e B3, com amostras com índices de similaridade > 0.70 . No nível de 0.55 de similaridade, ainda houve a formação de mais sete grupos: C, D, E, F, G, H e I.

b) Ordenação

A análise fatorial de correspondência realizada para o zooplâncton explicou, em seus três primeiros eixos, cerca de 47% da variabilidade total da comunidade e, até o quinto eixo, 60%. Esses percentuais podem ser observados na tabela 12, juntamente com o valor dos autovalores. Os coeficientes absolutos, os coe-

ficientes relativos e as coordenadas das espécies se encontram na tabela 16. As coordenadas das amostras podem ser vistas na tabela 17 e os planos fatoriais na figura 43.

Analisando-se os coeficientes absolutos, observa-se que, para a composição do primeiro eixo, atuaram principalmente três espécies: *Brachionus angularis*, *Keratella americana* e *Thermocyclops decipiens*. Entre as amostras, as que mais influenciaram foram as dos pontos 1, 2 e algumas do ponto 7. Através dos coeficientes relativos, constata-se que esse eixo foi importante para explicar a variação de: *Brachionus angularis*, *Keratella americana*, *Polyarthra vulgaris*, *Trichocerca similis*, *Thermocyclops decipiens* (adulto+copepodito), tendo tido influência também sobre *Anuraeopsis fissa*, *Conochilus unicornis*, *Hexarthra intermedia braziliensis* e *Keratella cochlearis*.

Para a formação do eixo II, contribuíram duas espécies: *Hexarthra intermedia braziliensis* e *Keratella americana*. Embora sobre esse eixo tenha atuado a influência de amostras de todos os pontos, houve uma maior contribuição das amostras dos meses de janeiro, fevereiro e março de 1989. Observa-se, com os valores dos coeficientes relativos, que esse segundo eixo teve importância para explicar a variabilidade das duas espécies que o constituíram e de *Brachionus calyciflorus*.

O eixo III foi construído com a participação de: *Brachionus calyciflorus*, *Hexarthra intermedia braziliensis* e *Bosmina longirostris*, como pode ser visto pelos coeficientes absolutos das espécies em relação a esse eixo. Contribuíram também, amostras de vários pontos, distribuídas ao longo dos 13 meses de

estudo. O eixo III atuou sobre a variabilidade de cinco espécies: *Brachionus angularis*, *Brachionus calyciflorus*, *Hexarthra intermedia braziliensis*, *Bosmina longirostris* e *Diaphanosoma birgei*.

3.4.3. Parâmetros Físico-Químicos e Biológicos.

a) Agrupamento

O resultado da análise de agrupamento qualitativo das amostras, tendo como base o cálculo das distâncias euclidianas ao quadrado, pode ser visto na tabela 11.

Apesar de ter havido a composição de dois grandes grupos de amostras (A e B) e cinco menores (C, D, E, F e G), observou-se que na realidade houve a formação de mais grupos, pois os agrupamentos A e B se apresentaram sub-divididos em A1 e A2 e B1, B2, B3 e B4, respectivamente. Os grupos ficaram constituídos por amostras com coeficientes de distância > 1 (de 1 à 4) e os subgrupos por amostras com coeficientes < 1 .

O grupo B contou com um número maior de amostras e pode ser caracterizado, de uma maneira geral, pela abundância maior de *Cylindrospermopsis raciborskii*, valores maiores de pH, saturação de oxigênio, clorofila-a e diversidade do zooplâncton. Do grupo A participaram amostras com valores menores de pH e clorofila e maiores de $[CO_2]$. No grupo C ficaram amostras com maiores números de clorofíceas e valores de nitrato. O grupo D foi ca-

racterizado por amostras com condutividade mais elevada e o grupo E por elevados valores de nitrito, uma maior diversidade do fitoplâncton e uma menor abundância de *Cylindrospermopsis raciborskii*. Os grupos F e G ficaram constituídos por amostra com menores valores de saturação de oxigênio e maiores de amônio e ortofosfato.

b) Ordenação

Para a análise de componentes principais (ACP), foi obtida, inicialmente, uma matriz de correlação entre as variáveis físico-químicas e biológicas (tabela 18). A partir dessa matriz, já pode-se verificar a existência de dois grandes grupos de parâmetros correlacionados negativamente entre si. Por outro lado, cada um desses grupos foi formado por variáveis que se correlacionam positivamente.

O primeiro grupo incluiu a alga *Cylindrospermopsis raciborskii*, clorofila-a, diversidade do zooplâncton, pH, % de saturação de oxigênio e temperatura, variáveis que foram associadas positivamente entre si, em maior ou menor grau. Dentro desse grupo, a variável que obteve mais correlações significativas com outros foi a cianofícea dominante.

O segundo grupo incluiu o amônio, alcalinidade total, fósforo total, ortofosfato, diversidade do fitoplâncton, concentração de CO₂, carbono inorgânico, zooplâncton total, nitrito, nitrato, condutividade, bactérias heterotróficas totais e coliformes totais. Dentro desse grupo, o parâmetro com maior número

de correlações significativas foi o amônio.

O resultado da ACP entre parâmetros físico-químicos e biológicos, em seus 2 primeiros componentes, concentrou fatores responsáveis por cerca de 49% da variância total dos dados. Incluindo-se os 5 primeiros componentes, cerca de 70% da variabilidade total foi explicada (Tab.15).

No plano da figura 44 estão projetadas todas as variáveis físico-químicas e biológicas analisadas no presente estudo.

O eixo I, explicando 37% da variabilidade dos dados, foi formado pelas coordenadas positivas significativas ($P=0.005$) de amônio, carbono inorgânico, diversidade do fitoplâncton, alcalinidade, transparência, $[CO_2]$, fosfato total, ortofosfato, clorofíceas, pirrofitáceas+euglenofíceas, cianofíceas (exceto *Cylindrospermopsis raciborskii*), nitrato, condutividade, copépodos, rotíferos e pelas coordenadas negativas de *Cylindrospermopsis raciborskii*, clorofila-a, pH, temperatura, saturação de oxigênio e diversidade do zooplâncton.

O eixo II, explicando 12% da variabilidade dos dados, foi constituído pelas coordenadas positivas significativas ($P=0.005$) de $[CO_2]$, cianofíceas (exceto *C. raciborskii*), carbono inorgânico, pirrofitáceas+euglenofíceas, fosfato total, ortofostato, rotíferos, copépodos e por coordenadas negativas significativas de nitrato, saturação de oxigênio, pH, cladóceros, clorofíceas, transparência, diversidade do zooplâncton e nitrito.

4. DISCUSSÃO

4.1. Parâmetros Físico-Químicos

No ano do presente estudo, a distribuição da pluviosidade nos diferentes meses foi típica para a região, tendo havido uma estação seca bem marcada de maio à setembro (Fig.3). Apesar do período seco ter começado em maio, desde abril não ocorreram chuvas na semana anterior à coleta mensal. Por outro lado, embora as chuvas tenham começado em outubro, apenas no mês de dezembro é que se verificou uma significativa pluviosidade nos dias que antecederam à coleta (Fig.4).

As temperaturas do ar média e máxima variaram pouco durante os meses de amostragem. Diferentemente, a temperatura mínima do ar decresceu cerca de 10°C entre os meses de março e julho de 38, causando uma acentuada amplitude térmica diária a partir de maio até setembro. Este tipo de variação da temperatura do ar é característico do clima tropical chuvoso de savana, o qual sofre uma ação maior da continentalidade no período seco.

A temperatura da água, registrada a 1 metro de profundidade, evidenciou um ciclo térmico anual na superfície da massa d'água. Houve um esfriamento na época de outono-inverno (maio à agosto) e aumento na época de primavera-verão (setembro à março), acompanhando a variação climática da região.

De uma maneira geral, a coluna d'água apresentou-se termicamente estratificada de março à abril de 88 e de agosto de 88 à março de 89 e isotérmica de maio à julho, correspondendo, respectivamente, ao período final da seca com a época chuvosa e época seca.

Em trabalhos anteriores no Lago Paranoá, análises semelhantes também constataram a existência de isotermla no período seco e estratificação no chuvoso como os de Bjork (1979), Freitas (1983), Toledo (1986), Mattos *et al.* (1986), Alves *et al.* (1988) e Toledo *et al.* (1988). Entretanto, Pinto-Coelho (1983) e Giani (1984) encontraram condições de isotermla do perfil na época chuvosa e estratificação na seca.

O padrão geral de comportamento da coluna d'água encontrado no Lago Paranoá, também tem sido visto em outros reservatórios brasileiros como na represa de Três Marias, Minas Gerais (Esteves *et al.*, 1985), em reservatórios no Estado de São Paulo (Arcifa & Froelich, 1986), no reservatório da Pampulha, Minas Gerais (Giani *et al.*, 1988), na represa do Pontal, Minas Gerais (Dabés *et al.*, 1990) e no reservatório de Volta Grande, Minas Gerais/São Paulo (Rolla *et al.*, 1990).

Em lagos de regiões tropicais pode haver tanto a ocorrência de estratificação e desestratificação diária como a estratificação na maior parte do ano e a desestratificação no inverno (Esteves, 1988). Nesses lagos, o comportamento da coluna d'água é regulado principalmente pelos ritmos diários da temperatura do ar (Talling, 1969; Henry, 1981), pela ação dos ventos (Green *et al.*, 1976; Tundisi, 1977; Lewis, 1986) e chuvas (Imev-

bore, 1967; Tundisi, 1980).

Na região do Distrito Federal, como já foi observado, durante a época de estiagem, é maior a diferença entre as temperaturas diárias do ar máxima e mínima. A pronunciada diminuição da temperatura mínima associada à baixa umidade relativa do ar, significando maiores perdas de calor para a atmosfera, parece ser o fator responsável pela homogenização do Lago Paranoá.

A influência do vento, isoladamente, não demonstra ser o principal determinante da circulação observada na seca, uma vez que os ventos na região de Brasília são considerados de fracos a moderados e se apresentam constantes ao longo do ano (Gianni, 1984; Toledo, 1986). Entretanto, segundo Toledo (1986) e Toledo & Hay (1988), no período de menor gradiente térmico do lago, que corresponde à época seca, os ventos podem contribuir para a homogenização da coluna d'água. De acordo com Esteves (1988), em lagos com a coluna isotérmica, a densidade da água é praticamente igual em todas as profundidades, não havendo barreiras físicas à circulação completa, podendo então o vento ser o agente fornecedor da energia para a mistura das massas de água.

Nos meses da estação chuvosa, a menor amplitude diária da temperatura do ar e a existência de uma maior umidade relativa, implicam em menores perdas de calor para o sistema aquático, mesmo no período da madrugada. Com isso verifica-se a tendência de estratificação térmica do perfil, com a constituição de uma camada epilimnética, com temperatura mais elevada devido ao efeito da radiação diária e uma camada hipolimnética, com tempe-

raturas menores, mais densa e em profundidade.

Deve ser salientado entretanto, que embora tenha-se constatado um comportamento geral do perfil termico durante os treze meses de estudo, tanto no periodo de homogenização como no de estratificação ocorreram certas peculiaridades e exceções dentro do quadro dominante, que serão discutidas a seguir.

Durante os três meses em que houve isoterma do perfil (maio, junho e julho), foram feitas duas observações relevantes. A primeira foi na coleta de maio, quando verificou-se a homogenização da coluna d'água. Através de constatações feitas durante o trabalho de campo, tais como a existência de peixes mortos em determinados locais, diminuição dos valores do pH normalmente registrados e, após os resultados das análises de laboratório que mostraram uma queda no percentual de saturação de oxigênio e um aumento na concentração de CO₂, pode-se inferir que a amostragem foi realizada durante o inicio do período de circulação da massa d'água. Esta conclusão foi referendada quando teve-se conhecimento de que, na madrugada do dia da coleta, foi registrada uma diminuição acentuada na temperatura do ar em relação às temperaturas ocorridas nos dias anteriores.

Green *et al.* (1976), em estudos no Lago Ranu Lamongan, na Indonésia, realizaram coletas que também coincidiram com a circulação da massa d'água após um longo período de estratificação. Estes autores, além de terem igualmente observado a presença de peixes mortos, confirmaram a homogenização através dos perfis de temperatura e de oxigênio. Em lagos tropicais, geralmente tenta-se atribuir a mortandade de peixes a alterações de

condições meteorológicas que movimentam águas anteriormente estratificadas. Na realidade, tais circulações raramente coincidem com amostragens de trabalhos limnológicos e as oportunidades para estudá-las tem sido correspondentemente poucas (Hynes, 1960; Green *et al.*, 1976).

A segunda observação relevante feita durante a época de isoterminia foi quanto à existência de uma camada superficial com a temperatura maior (cerca de 1°C). Este fato ocorreu, em geral, nos últimos pontos de coleta a serem amostrados nos trabalhos de campo e, portanto, expostos a um maior período de insolação do que os demais. De acordo com Hutchinson (1967), o aquecimento e esfriamento das camadas superiores da água, resultam em termoclinas superficiais que evidenciam a presença de variações diurnas na superfície do perfil térmico.

No início do período de estratificação, em agosto, observou-se comportamentos diferenciados do perfil entre os vários pontos. A termoclina superficial tanto pode ter tido valores menores de temperatura, demonstrando a ocorrência ainda de resfriamento noturno, como valores maiores, correspondentes ao aquecimento pela radiação solar. Enquanto as termoclinas de profundidade têm um comportamento sazonal, as superficiais acompanham a variação diária da temperatura. O processo de formação de várias termoclinas foi descrito por Lewis (1973), ao estudar o Lago Lanao, nas Filipinas, e também já foi observado por outros autores, como Barbosa & Tundisi (1980) na Lagoa Carioca, Minas Gerais.

Apesar da tendência geral do perfil à estratificação

entre agosto de 88 e março de 89, foi constatada isotermla no ponto 7 em agosto e no ponto 4 em novembro, fevereiro e março, pelo menos até a profundidade de medição. Como este último ponto apresentou um comportamento da coluna diferente dos demais pontos mais vezes, procurou-se explicar a causa de tal variação.

O ponto 4, situado na área central do Lago Paranoá e sem grandes alterações quanto à influência de tributários, pode ter tido um comportamento diferenciado do perfil devido a ação dos ventos. Como esta parte do lago tem seu eixo maior no sentido norte-sul (Fig.1), diferentemente das regiões dos braços e os ventos predominantes na época chuvosa tem essa direção (quadrante norte), este fato poderia ter salientado a ação dos ventos na promoção da circulação da água. Segundo Toledo (1986), nos meses de dezembro à março, devido ao pequeno gradiente de temperatura observado, o Lago Paranoá possivelmente apresenta homogenizações irregulares, dependentes da intensidade do vento nesse período. Além disso, Schafer (1985) enfatizou que a circulação pode ser função da área de superfície, da profundidade e da exposição do lago à direção principal da força do vento.

Ainda durante o período de estratificação, foi constatada, quase sempre, a presença de três camadas: epilímnio, metalímnio e hipolímnio. Contudo, o limite entre elas esteve bem variável, não sendo possível conseqüentemente, estabelecer suas profundidades de ocorrência distintamente.

Os padrões de estratificação da coluna d'água podem ser muito variáveis porque, além de fatores climatológicos, fatores inerentes ao próprio ecossistema, como a sua morfometria, têm

importante papel sobre a estrutura térmica (Tundisi, 1977; Esteves, 1988). A localização do metalimnio, por exemplo, pode depender da transparência da água, da localização geográfica do lago, da exposição ao vento e de outras variáveis (Schafer, 1985) não podendo-se sempre definir precisamente a estrutura das camadas limnéticas (Reynolds, 1984; Rolla *et al.*, 1990).

Estudos realizados em lagos africanos também presenciaram a existência de alterações como as relatadas acima. Talling (1966), pesquisando o Lago Vitória, observou, simultaneamente, diferentes comportamentos do perfil térmico estratificado em pontos distintos. Eccles (1974), no Lago Malawi, verificou que, em períodos de circulação, não ocorria homeotermia ao mesmo tempo em todos os pontos.

Devido às exceções encontradas neste estudo, dentro do comportamento geral do perfil térmico, conclui-se que não se deve considerar o Lago Paranoá como um lago monomítico quente - com circulação apenas no inverno, segundo a classificação proposta por Hutchinson (1967). Para um melhor conhecimento a respeito da dinâmica da coluna d'água do lago e para a proposta de uma classificação adequada, são necessárias maiores pesquisas sobre a variação térmica diária do perfil em vários pontos.

Os valores de condutividade, registrados no Lago Paranoá, foram baixos para um reservatório tropical com características eutróficas. A média de 58,7 uS/cm ficou abaixo dos valores encontrados por Tundisi (1981), entre 80 e 388 uS/cm, em reservatórios de São Paulo e por Giani *et al.* (1988), entre 122 e 376 uS/cm, no reservatório da Pampulha, Minas Gerais.

A condutividade observada a 1 metro de profundidade foi relativamente maior nos pontos 1 e 2 do que nos demais. Visto que a condutividade possibilita a obtenção de valiosas informações tanto sobre o metabolismo do ecossistema aquático, quanto sobre fenômenos importantes que ocorram na sua bacia de drenagem (Esteves, 1988), deve-se discutir as diferenças encontradas nesses dois pontos. O ponto 1, sofre influência direta do Riacho Fundo que, por sua vez, recebe pesado aporte de nutrientes provenientes de drenagens urbanas e rurais. O ponto 2, também localizado no braço do Riacho Fundo, além de receber ainda certa influência desse tributário, está a jusante da saída do efluente final da Estação de Tratamento de Esgotos Sul (ETE Sul), devendo receber reflexos de sua carga.

A variação na condutividade fornece diretamente um conhecimento a respeito de processos que ocorrem na massa d'água, tais como a decomposição, que é refletida pelo aumento de seus valores. Com isso, as medidas de condutividade podem auxiliar na detecção de fontes de poluição em ecossistemas aquáticos (Branco, 1978; APHA, 1985) como foi observado para os pontos 1 e 2. No primeiro ponto, inclusive, os valores de condutividade aumentaram no decorrer da época seca devido, provavelmente, à menor vazão do Riacho Fundo e conseqüente menor diluição das cargas poluidoras.

Gloss *et al.* (1980) utilizaram a medida da condutividade como um traçador eficiente para delinear a influência do Rio Colorado sobre o aporte e distribuição de nutrientes no Lago Powell, na América do Norte. Lambou *et al.* (1983), comparando mé-

todos de avaliação de estado trófico de lagos, verificaram que a condutividade elétrica foi apropriada para prever o nível de trofia relacionado diretamente com o conteúdo de sólidos totais dissolvidos.

No Lago Paranoá, Giani (1984) encontrou valores mais elevados de condutividade nos pontos de coleta de maior proximidade da Estação de Tratamento de Esgotos Norte (ETE Norte). Apesar do ponto 7, estar localizado a uma mesma distância da ETE Norte que o ponto 2 esta da ETE Sul (cerca de 2,5 km), tal ponto não se diferenciou dos demais (3,4,5 e 6) quanto aos valores de condutividade. Isto, certamente, foi devido às menores vazões e cargas dos efluentes da ETE Norte em relação à ETE Sul (Tab. 2a) e à ausência de um tributário tão alterado como o Riacho Fundo em sua área de drenagem.

Em todos os pontos de amostragem, a condutividade aumentou sensivelmente em dezembro, diminuindo no decorrer da estação chuvosa. Como a coleta de dezembro foi a primeira a ser realizada no período de chuvas após intensa pluviosidade (Fig.4), pode-se sugerir que as drenagens maiores de material alóctone para o lago, tenham sido as responsáveis pelo aumento da condutividade. Com o decorrer da estação, o decréscimo nos valores pode ser explicado pelo efeito diluidor das águas das chuvas.

Na parte norte do Lago Paranoá, Pinto-Coelho (1983) observou valores maiores de condutividade no final da seca e no início das chuvas, que decresceram nos meses de janeiro e fevereiro.

Vários trabalhos mostraram a existência de uma maior concentração de nutrientes, especialmente os macronutrientes, na água das primeiras chuvas da estação, ou nas mais intensas que ocorreram após longo período de estiagem (Green, 1970; Lewis, 1981; Lima, 1986). No reservatório de Volta Grande, Minas Gerais/São Paulo, Rolla *et al.* (1990) constataram uma maior condutividade no epilimnio em função do aporte de substâncias carregadas pelas chuvas e a correlacionaram com o íon magnésio (macronutriente).

O perfil de condutividade apresentou, como o perfil térmico, uma tendência à homogenização nos meses de maio à julho e estratificação no restante do ano.

Durante o período de estratificação, registraram-se valores de condutividade relativamente maiores nas camadas mais profundas do que nas superficiais. Essa amplitude, em geral, foi maior nos pontos 1, 2 e 7, refletindo provavelmente a existência de um aporte mais intenso de nutrientes nesses pontos. Uma grande influência de despejos urbanos pode significar, segundo Arcifa *et al.* (1981) maiores atividades redutoras e um acúmulo de íons no hipolimnio.

Ainda na época de estratificação, foi observado, nos pontos 2 e 3, em certos meses, a existência de camadas inferiores, à cerca de 6 m de profundidade, com valores de condutividade menores do que os da superfície. Como tal fenômeno foi comum em ambos os pontos em setembro e outubro - final da seca e início das chuvas, talvez possa ser resultado do aporte de nutrientes e seu acúmulo maior no epilimnio do que em relação ao meta-

límnio inferior. Destaca-se, também, que esta camada de condutividade menor apresentou-se coincidente com o metalímnio do perfil térmico, o qual deve ter impossibilitado a mistura com as águas de maior condutividade do epilímnio.

A transparência da água, observada no Lago Paranoá, foi maior no período de estiagem e menor na época chuvosa. Segundo Toledo (1986) e Toledo & Hay (1988), a transparência no lago está inversamente correlacionada com a concentração de clorofila no epilímnio, indicando ser o fitoplâncton o principal componente da atenuação vertical da luz. No presente estudo, tal afirmação foi corroborada com a verificação do aumento na transparência a partir de junho e decréscimo em novembro, correspondendo à respectiva diminuição e aumento das concentrações de clorofila-a.

A medida da transparência pelo disco de Secchi tem sido amplamente utilizada como indicativa do grau de trofia de lagos (Wetzel, 1975; Margalef, 1983). O valor dessa profundidade é inversamente proporcional a quantidade de compostos orgânicos e inorgânicos no caminho óptico (Preisendorfer, 1986).

Deve ser salientado porém, que se há turbidez causada por aporte de material alóctone particulado, pode-se esperar uma relação fraca entre a transparência e a biomassa algal. Nessas condições, o papel desempenhado pelo fitoplâncton em diminuir a transparência é suplantado pelos compostos orgânicos e inorgânicos em suspensão na água (Imevbore, 1967; Winner, 1972).

Neste estudo, as menores medidas de transparência foram obtidas no ponto 1, o qual obteve menores valores de concentra-

ção de clorofila. Nesse local, mais próximo de um tributário importante, a atenuação da luz teria sido mais influenciada pelo aporte contínuo de partículas, que aumentou a turbidez da água. Por outro lado, na época seca, os maiores valores de transparência foram registrados no ponto 5, localizado próximo à barragem e sob menor efeito de drenagens superficiais.

A existência de diferenças apreciáveis quanto à transparência, entre pontos localizados em braços de reservatórios e pontos na área da barragem, já foi constatada em diversos trabalhos (Hannan *et al.*, 1980; Lind, 1984).

Seguindo-se a classificação de Vollenweider (1983), para categorias tróficas de lagos, a média dos valores de transparência registrados, de 0,58 m, é menor do que o limite mínimo de 1,5 m estabelecido para lagos eutróficos, devendo-se então, considerar o Lago Paranoá como hipertrófico no tocante à este parâmetro.

A profundidade limite da zona eufótica variou entre 0,67 e 3,00 m, sendo a média de 1,15 m menor do que a de 1,75 m encontrada por Giani (1984) para a parte norte do lago. Mesmo considerando-se apenas a média de 1,30 m, referente apenas aos pontos 6 e 7, também na área norte, os valores do presente estudo ainda ficam abaixo dos obtidos por Giani (1984).

Como a extensão da zona eufótica depende principalmente da capacidade do meio em atenuar a radiação subaquática, o coeficiente de extinção vertical médio encontrado de 3,6 foi relativamente maior do que o de 2,71 encontrado por Giani (1984).

Em relação ao pH, foi verificado um padrão sazonal na

maioria dos pontos amostrados, com uma diminuição em maio e aumento em setembro, tendo sido registrados, na época chuvosa, os maiores valores. Esse comportamento do pH esteve relacionado caracteristicamente a dois fatores: número de organismos fitoplanctônicos e situação da coluna d'água.

Como já observado por Pinto-Coelho & Giani (1985), Toledo (1986) e Toledo & Hay (1988), no Lago Paranoá existe uma relação positiva entre os valores de pH, temperatura, fitoplâncton e clorofila-a. Essa interação tem sido explicada a partir da temperatura, a qual acelera a cinética das reações fotossintéticas que, por sua vez, absorvem CO_2 , alterando o equilíbrio dos bicarbonatos e formando ions OH^- , com conseqüente aumento de pH (Talling, 1957, 1973, 1976; Cole, 1975).

No presente estudo, tanto o número de organismos fitoplanctônicos como a concentração de clorofila-a estiveram também com valores menores na época seca e maiores na chuvosa (Fig. 31 e 32). É interessante de ser observado que, os pontos 3 e 6 foram os que obtiveram, em média, os valores mais altos de pH e de clorofila-a.

Entretanto, a diminuição do pH em maio, verificada em todos os pontos, não ocorreu em paralelo à uma queda na contagem total do fitoplâncton. Tal fenômeno deve ter sido causado principalmente pela circulação da massa d'água.

A homogenização de um lago estratificado corresponde, analogamente, a adição de CO_2 e nutrientes: nitrogênio, fosfato e CO_2 são trazidos das camadas inferiores para a superfície. Conseqüentemente, as circulações resultam em abaixamento do pH

(Shapiro, 1973; Shapiro *et al.*, 1975). Ainda segundo Toledo (1986), a diminuição do pH na seca pode ocorrer como consequência da diluição dos íons responsáveis pelo pH: o déficit de carbono inorgânico existente no epilímnio é contrabalançado pelo carbono inorgânico que estava acumulado no hipolímnio.

A partir de setembro, a estratificação constatada em todos os pontos de coleta deve ter sido a principal contribuinte para a elevação do pH, já que os valores de clorofila-a e a contagem do fitoplâncton só apresentaram aumento a partir de novembro.

Apesar de ter sido observada uma elevação do pH na época chuvosa, na maioria dos pontos, os valores do ponto 1 foram sempre menores do que os demais. No mês de dezembro, inclusive, houve um sensível decréscimo, o qual também foi verificado no ponto 2 (Fig.22).

Valores menores de pH, em determinados locais mais influenciados por poluição e de menor profundidade, como o do ponto 1, podem ser explicados pelas alterações causadas pelas atividades de degradação e estabilização de compostos orgânicos e inorgânicos e também pela sedimentação de material carreado pelas águas (Hynes, 1960; Branco, 1978; Angeli *in* Pesson, 1979; Mason, 1983). A própria atividade metabólica dos microrganismos aquáticos produz compostos intermediários, tais como ácidos orgânicos que, juntamente com o ácido carbônico, ao se dissociarem na água aumentam seu conteúdo de H⁺ livre. Até mesmo a utilização comum de íons amônio pelos organismos aquáticos pode liberar íons H⁺ livres (Cole, 1975).

Em dezembro, provavelmente, as águas das chuvas mais intensas, carreando uma maior quantidade de matéria a ser decomposta, tiveram o efeito de diminuir o pH dos pontos 1 e 2, os mais sujeitos ao aporte de despejos urbanos. Na Lagoa dos Lobos, Argentina, Boltovsky *et al.* (1990) também verificaram a diminuição do pH em local próximo à desembocadura de rios, após intensa precipitação.

É interessante de ser observado, que segundo os critérios de balneabilidade da Resolução 20 de 18/06/86 do CONAMA (CONAMA, 1986), são consideradas impróprias para a recreação de contato primário (esqui aquático, natação e mergulho) as águas que tiverem pH menor que 5 ou maior que 8,5. Com isso, verifica-se que, de outubro a fevereiro, os pontos 3, 4, 5 e 6 se enquadraram nessa categoria e, em outubro e janeiro, também os pontos 2 e 7.

Os valores do oxigênio dissolvido, tal como os de pH, evidenciaram sofrer alterações causadas pelo comportamento da coluna d'água, concentração de fitoplâncton e efeitos da decomposição de matéria orgânica. O percentual de saturação de oxigênio ficou, em média, em torno de 100%, exceto no ponto 1, onde essa média ficou em 60%.

Na estratificação, o percentual de saturação esteve, na maior parte dos pontos, acima de 100%. Concentrações maiores de oxigênio no epilimnio, durante a estratificação, também foram verificadas no Lago Paranoá por Pinto-Coelho (1983), Mattos *et al.* (1986) e Toledo *et al.* (1988) e em outros reservatórios eutróficos (George, 1965; Imévbore, 1967; Coveney *et al.*, 1977;

Dor *et al.*, 1987; Dabes *et al.*, 1990). Altos valores de oxigênio dissolvido são característicos de ecossistemas aquáticos eutróficos, nos quais a produção algal é intensa (Margalef, 1983).

O ponto 6, onde se obteve, em média, os maiores valores de oxigênio, foi aquele em que se registrou as maiores concentrações de clorofila-a. Os valores menores do ponto 1 também podem ser explicados pelo menor número de organismos fitoplanc-tônicos presentes e, principalmente, por ele estar localizado em uma zona onde há decomposição ativa de matéria orgânica e estabilização de compostos químicos na maior parte do ano.

Com exceção do ponto 5, próximo à barragem, em todos os outros pontos de coleta foi observado uma diminuição acentuada da concentração de oxigênio no início do período de homogenização do lago.

Em lagos eutróficos, parte do material orgânico produzido pela fotossíntese pode sedimentar para camadas mais profundas, nas quais a sua decomposição resulta em consumo de oxigênio. Em condições anóxicas, parte da matéria orgânica ainda não degradada pode ficar acumulada ou ir sendo degradada mais lentamente por vias anaeróbicas. Durante o período de estratificação, a termoclina restringe a reposição do oxigênio utilizado, acentuando o déficit do hipolímnio e também causando uma maior concentração de CO₂ nessa camada (Cole, 1975; Charlton, 1980). A situação existente no hipolímnio, no final do período de estratificação pode, então, acentuar o consumo de oxigênio no começo da circulação (Harris, 1986).

Em maio, o decréscimo no percentual de saturação de

oxigênio foi maior nos pontos 1, 2, 3 e 7, que registraram valores abaixo de 50%. Pelo menos para os pontos 2 e 7, os mais próximos das ETE Sul e ETE Norte, respectivamente, o déficit de oxigênio deve ter sido acentuado pela existência, nesses locais, de um hipolimnio e de sedimentos mais ricos em nutrientes que, conseqüentemente, causariam maior depleção no início da homogeneização. O mesmo deve ter acontecido no ponto 1, devido ao aporte de material do Riacho Fundo.

Já em 1977, Enell (1977) em estudos sobre os sedimentos do Lago Paranoá, constatou a deposição de sedimento orgânico em áreas próximas à ETE Sul, causada pela descarga contínua de efluentes do tratamento de esgotos. Este mesmo pesquisador também encontrou, na área entre o Riacho Fundo e a ETE Sul, um acúmulo de sedimentos, principalmente inorgânicos, causado pela grande quantidade de material em suspensão carregada por aquele tributário. Em 1988, Alves *et al.* (1988) verificaram que tal depósito já ocupava área bem maior e que também ocorria próximo à ETE Norte.

O comportamento nos teores de oxigênio encontrado no Lago Paranoá foi igualmente observado por Dor *et al.* (1987), no Lago Na'ian, em Israel. De acordo com estes autores, durante a homogeneização, o oxigênio produzido na superfície foi distribuído por toda a coluna d'água, causando decréscimo nas concentrações médias superficiais. Em contraste, durante a estratificação de verão, o oxigênio produzido pela fotossíntese ocasionou altos percentuais de saturação no epilimnio devido à inexistência de dispersão para as camadas inferiores.

Os valores de alcalinidade total encontrados no Lago Paranoá, com uma média de 0,32 mEq/l, foram relativamente baixos, quando comparados a outros ambientes eutróficos.

Segundo a classificação de lagos através da alcalinidade do epilimnio, discutida por Wetzel (1975), apenas os valores encontrados no ponto 1 são considerados característicos de lagos eutróficos, sendo os demais compatíveis com os de lagos oligotróficos e oligo-mesotróficos.

Uma vez que a alcalinidade total das águas naturais é principalmente em função dos teores de cálcio e magnésio, dependentes da natureza do solo da área de drenagem, os baixos valores encontrados estariam relacionados às características da bacia de drenagem do Lago Paranoá, pobre nesses elementos (Goedert, 1986).

Ao longo dos meses de estudo, comparativamente, os valores de alcalinidade total foram maiores nos pontos 1 e 2, acentuando-se essa diferença na época seca. Este fato pode ser explicado pela maior influência de efluentes urbanos sobre esses locais, mais concentrados na estiagem. O aporte de despejos e drenagens agrícolas contendo macronutrientes e também bicarbonatos, aumentaria a alcalinidade, assim como ânions orgânicos e íons fosfatos que, em certas situações, podem combinar com H⁺, ampliando a capacidade tampão do meio e contribuindo na alcalinidade total (Cole, 1975). Trabalhando em vários pontos na parte norte do Lago Paranoá, Giani (1984) encontrou os maiores valores de alcalinidade total próximo à ETE Norte, área mais poluída.

Por outro lado, no início do período de homogenização

do perfil, a diminuição da alcalinidade e pH, nos demais pontos (3,4,5,6 e 7), refletiu a diluição dos íons responsáveis pela capacidade tampão existente nesses locais. Valores menores de alcalinidade são sinônimos de pouco tamponamento do meio aquático, significando que a adição de CO₂ por processos respiratórios, ou pelo efeito de circulação, como foi o caso, pode resultar em grandes oscilações de pH.

No Lago Maggiore, Itália, Goldman *et al.* (1968) evidenciaram o fato de que a curva da alcalinidade total acompanhando bem em paralelo a do pH, refletia a baixa capacidade tampão do sistema.

As concentrações de carbono inorgânico total e de CO₂ foram também maiores no ponto 1, devendo ter sido causadas por fenômenos locais de poluição. Como já foi discutido, em zona de decomposição ativa, com a degradação e estabilização de compostos orgânicos e inorgânicos, há, entre outras conseqüências, uma maior produção de CO₂.

É interessante de ser observado que, em maio, ocorreu uma alta nos valores da concentração de CO₂ ([CO₂]) em todos os pontos, provavelmente ocasionada pelo aporte do acumulado no hipolimnio e pela maior decomposição de matéria orgânica. Isso corrobora o já mencionado anteriormente, salientado por Shapiro (1984), que o fenômeno da circulação em um lago estratificado equivale, quimicamente, à adição de CO₂ em experimentos controlados. Vale ressaltar que nos lagos tropicais, segundo Esteves (1988), até curtos períodos de estratificação térmica já são suficientes para que ocorra acentuado gradiente de [CO₂] entre

epilimnio e hipolimnio.

A diminuição das concentrações de carbono inorgânico e CO_2 , verificada na época chuvosa, nos pontos de 2 à 7, possivelmente foi devido ao efeito diluidor das águas da chuva aliado à um consumo maior pela fotossíntese mais intensa, indicada pelos valores de clorofila-a (Fig.31) . Na parte norte do Lago Paranoá, Pinto-Coelho (1983) observou decréscimo da alcalinidade total no final do período chuvoso e Toledo (1986) verificou também a existência de correlação inversa entre a $[\text{CO}_2]$ e variáveis biológicas tais como concentração de clorofila no epilimnio e produtividade primária, indicando que o suprimento de bicarbonatos era importante para a produção primária.

Complementando, como os componentes do sistema carbono-inorgânico estão interrelacionados por equilíbrio, a remoção contínua de CO_2 livre leva à utilização indireta de bicarbonatos e finalmente de carbonatos. O aumento do pH, resultante da transformação do HCO_3^- para CO_2 , foi verificado no presente estudo, durante a época chuvosa. Em ambientes eutróficos, a elevação do pH tende a aumentar as concentrações de bicarbonatos e vice-versa, o que diminui também a disponibilidade do CO_2 livre (Cole, 1975; Schafer, 1985).

Entre os nutrientes inorgânicos analisados no Lago Paranoá, o nitrogênio amoniacal destacou-se por ter sido encontrado em concentrações relativamente altas, com uma média de 961 $\mu\text{g}/\text{l}$.

Ocorrência semelhante foi verificada em outros lagos eutróficos tropicais que, caracteristicamente, recebem efluentes

de esgotos domésticos (Arcifa *et al.*, 1981; Takino & Maier, 1981; Harris, 1986; Giani *et al.*, 1988).

Os componentes nitrogenados disponíveis para o crescimento do fitoplâncton, segundo Fogg (1982), podem provir de três fontes principais: o nitrogênio inorgânico dissolvido reciclado nas camadas superficiais do meio aquático, o reciclado nas camadas mais profundas e trazido à superfície nas circulações da massa d'água e o que é trazido com o afluxo de rios e de águas subterrâneas.

O amônio, em especial, provém principalmente de efluentes de estações de tratamento de esgotos e também de fontes menores tais como da decomposição de matéria orgânica, resíduos de criação animal, fertilizantes e "runoff" urbano (WHO, 1986). Devido a isso, já se pode prever a existência de contribuintes potenciais de amônio para o Lago Paranoá: o Riacho Fundo, que além de efluentes de lagoas de estabilização e esgotos brutos de núcleos urbanos, recebe drenagens do Jardim Zoológico de Brasília e as duas estações de tratamento de esgotos (ETEs) da cidade.

Conforme as condições operacionais, algumas estações de tratamento de esgotos podem descarregar efluentes com teores elevados de nitrogênio amoniacal. Segundo Benefield & Randall (1980) e Mearns (1981), a concentração média de amônio em efluentes de tratamento secundário pode ser de 15 a 110 mg/l.

Vários trabalhos anteriores já tornaram evidente a importância dos nutrientes provenientes do Riacho Fundo e das ETEs sobre as condições tróficas do Lago Paranoá (Branco, 1976; Bjork, 1979; Cordeiro Neto & Dutra Filho, 1981; Giani, 1984; Al-

ves *et al.*, 1988).

Ao longo do presente estudo, o amônio apresentou uma variação semelhante em todos os pontos amostrados, com aumento na época seca e diminuição na época chuvosa.

Tal comportamento dos valores de amônio provavelmente pode ser explicado por dois fatores, um alóctone e outro autóctone: a pluviosidade e a situação da coluna d'água, respectivamente.

No período seco, a pouca precipitação verificada a partir de maio, ocasionou uma menor diluição de toda a carga de nutrientes afluente ao lago. Como pode ser observado no balanço hídrico do Lago Paranoá (Tab.1), os tributários principais tiveram suas vazões substancialmente diminuídas em maio e, por outro lado, as vazões das estações de tratamento de esgotos praticamente não se alteraram. A contribuição direta, resultante do escoamento superficial e subterrâneo da área de drenagem do lago, também decresceu, embora não tanto quanto os tributários naturais. Pode ser verificado ainda, que a evaporação no período de estiagem foi bem maior, o que pode ter contribuído também para a concentração de nutrientes.

Com o início das chuvas, principalmente em novembro, as vazões dos riachos e ribeirões começaram a se normalizar e a perda por evaporação a diminuir. Através da figura 2, que evidencia o percentual na vazão mensal dos afluentes ao lago, nos meses de março/88 e setembro/88, pode-se comparar a situação que existiu na época seca e na chuvosa. Constata-se que, na estiagem, a contribuição relativa de afluentes de pouca qualidade foi

substancialmente aumentada.

Deve-se ressaltar que, na seca, as cargas de nitrogênio total liberadas pelas ETEs não foram muito diferentes daquelas do período chuvoso (Tab.2a). Com isso, é descartada a possibilidade de que os níveis maiores de amônio observados na estiagem, tenham sido causados por efluentes mais concentrados provenientes das ETEs.

A homogenização da coluna d'água iniciada em maio, após um período de estratificação, e constatada nos meses seguintes, deve ter contribuído significativamente para o aumento das concentrações de amônio. A circulação possibilitou o afluxo de nitrogênio amoniacal, acumulado no hipolímnio durante a estratificação, para as camadas superficiais.

No Lago Paranoá, Enell (1977), Mattos *et al.* (1986) e Toledo *et al.* (1988) observaram valores mais elevados de amônio no hipolímnio, durante o período de estratificação.

Em lagos eutróficos, de acordo com Harris (1986), tanto o amônio como o nitrito podem se tornar abundantes devido ao processo de decomposição de matéria orgânica existente nas camadas mais profundas, pouco oxigenadas, e nos sedimentos. Segundo este mesmo autor, o acúmulo de amônio no hipolímnio é particularmente intenso em lagos que recebem efluentes de unidades de tratamento de esgotos municipais.

Na Lagoa Carioca, Minas Gerais, estudos de Barbosa (1981) constataram, durante o período de circulação, a distribuição homogênea de nitrogênio amoniacal em toda a coluna d'água e com concentrações maiores do que as observadas no epilímnio

durante a estratificação. Este autor sugeriu ainda, assim como Giani *et al.* (1988), para a represa de Pampulha, que os altos teores verificados no hipolímnio, na estratificação, poderiam ser decorrência da amonificação de nitritos e nitratos devido à baixa concentração de oxigênio.

Outro fator que não pode ser descartado como contribuinte para o aumento das concentrações de compostos nitrogenados, principalmente a partir de junho, é a diminuição que ocorreu no número de organismos fitoplanctônicos nesta época (Fig.32). Coveney *et al.*, 1977 encontraram uma acentuação no aumento nas concentrações de nitrogênio e fósforo inorgânicos após colapso de "bloom" de algas devido à circulação de outono. Seenayya & Subba Raju (1972), estudando a ecologia e a sistemática da alga *Anabaenopsis raciborskii* (*Cylindrospermopsis raciborskii*), verificaram aumento de substâncias nitrogenadas no meio, liberadas de tricomas em decomposição, no decréscimo de "bloom" desta espécie.

Por outro lado, com a estratificação, iniciada em agosto, o amônio retido no epilímnio deve ter sido gradativamente incorporado pelo fitoplâncton e/ou oxidado à forma de nitrato e também aproveitada. No decorrer do período de estratificação, com o aumento do número de organismos fitoplanctônicos e da clorofila-a e também com o início da diluição pelas chuvas, houve a conseqüente diminuição dos níveis de amônio.

O amônio é uma das principais fontes de nitrogênio para o fitoplâncton, podendo a sua absorção ser mais importante do que a absorção de nitrato (Fogg, 1966; McCarthy, 1972; Toez &

Cole, 1980; Takahashi & Saijo, 1981; Harris, 1986). A preferência pelo amônio pode ser explicada por vantagens energéticas, tornando desnecessária a redução obrigatória do nitrato à amônio no interior da célula (Boney, 1976; Schafer, 1985; Harris, 1986). Alguns autores (Cole & Toez, 1979; McCarthy, 1981) demonstraram inclusive, que concentrações de amônio elevadas podem inibir a absorção de nitrato pelo fitoplâncton.

Apesar das oscilações do amônio terem sido semelhantes em todos os locais amostrados, os níveis de concentração não o foram. Os pontos 3, 4, 5 e 7 apresentaram médias de valores em torno de 600 e 700 ug/l. O ponto 6 apresentou, em geral, menores valores, com média de 470 ug/l, o que pode ser explicado por sua localização, no braço do Ribeirão do Torto, área do lago que aparentemente sofre menos influência das drenagens das ETEs e possui tributários menos alterados. No ponto 1, foram registradas as concentrações mais elevadas (média de 2.400 ug/l) e no ponto 2 (média de 1.248) níveis intermediários entre o ponto 1 e os demais, salientando-se o papel do tributário Riacho Fundo como importante fonte de amônio para o lago.

Deve ser notado que neste estudo, os resultados das análises de amônio do ponto 1 chegaram a atingir 3.916 ug/l. Esses altos níveis registrados e a média geral também elevada refletem em importante prejuízo para a qualidade da água do Lago Paranoá.

O amônio é considerado como uma substância potencialmente prejudicial à vida aquática, sendo o teor máximo de amônio não ionizável permissível para águas destinadas ao contato pri-

mário (natação, esqui aquático e mergulho) de 0,02 mg/l (CONAMA, 1986).

Concentrações elevadas de amônio podem ser especialmente tóxicas para peixes, podendo ocasionar toxias agudas, interferindo com o transporte de oxigênio nas guelras, ou efeitos crônicos, como redução na reprodução e no crescimento (Hynes, 1960; Selesi & Vámos, 1976; Batalha & Partatore, 1977; Mason, 1983).

Apesar de serem poucos os estudos que tenham verificado a toxicidade de amônio sobre elementos do plâncton, Parkhurst *et al.* (1979, 1981 *in* WHO, 1986) relataram efeitos nocivos sobre *Daphnia magna* com concentrações a partir de 550 ug/l.

Entre os fatores que afetam a toxicidade do amônio estão o teor de oxigênio dissolvido, a temperatura e o pH (WHO, 1986). Vámos & Tasnádi (1967) observaram a morte de carpas em lagos com concentrações de amônio que normalmente não seriam letais a peixes, devido a baixas nos teores de oxigênio dissolvido.

Além dos efeitos diretos que o amônio pode causar sobre a biota local, o próprio processo de nitrificação microbológica utiliza oxigênio e libera íons H⁺, podendo ocasionar, em certos ambientes, acidificação e depleção de oxigênio (Benefield & Randall, 1980; WHO, 1986).

Portanto, infere-se a possibilidade da influência das altas concentrações de amônio na morte de peixes, observada nos pontos 1 e 2, na coleta de maio, quando também ocorreu diminuição da saturação de oxigênio e do pH.

As variações observadas nos valores do nitrogênio amoniacal também devem ter influenciado a dinâmica dos dois outros compostos nitrogenados analisados: nitrito e nitrato.

Com relação ao nitrito, os pontos localizados na parte norte do reservatório do Paranoá (pontos 6 e 7) destacaram-se dos demais. Nesses dois locais, as concentrações de nitrito foram bem menores e não demonstraram alteração ao longo dos meses de estudo. Isso pode ser explicado por essa área do lago estar menos sujeita a impactos de poluição orgânica.

Como o nitrito é um composto quimicamente instável em águas contendo oxigênio dissolvido, seu aparecimento, em geral, é transitório, verificando-se somente no momento em que ocorre a degradação da matéria orgânica. A presença de nitritos, apesar de poder ser indicativa de poluição recente, nem sempre revela a existência de esgotos, pois a decomposição de restos vegetais também leva à sua formação (Branco, 1978).

Já no ponto 1, que apresentou valores de nitrito em média mais elevados do que os demais, a presença desse composto teria sido em função da poluição orgânica existente. Segundo Esteves (1988), somente em lagos poluídos a concentração de nitrito pode assumir valor significativo.

Nos pontos 2, 3 e 4 observou-se uma oscilação semelhante no nitrito, com aumentos em julho e em outubro (Fig.27). Como o ponto 2, onde se obteve maiores valores, se situa relativamente mais próximo da ETE Sul, os aumentos constatados devem estar relacionados com alterações operacionais ocorridas nessa estação de tratamento. De acordo com Benefield & Randall (1980), os

efluentes de tratamento secundário de esgotos contêm, em média, de zero à 0,1 mg/l de nitritos. Entretanto, esses valores podem ser alterados devido à ocorrência de nitrificação do amônio sob certas condições operacionais.

Uma outra hipótese para explicar a maior elevação ocorrida nos valores de nitrito no mês de outubro, nos pontos 2, 3 e 4, é a do decaimento da alga dominante *Cylindrospermopsis raciborskii*. Nessa época, especialmente nesses pontos, esta cianofíceia apresentou uma significativa diminuição de concentração. Como já mencionado anteriormente, Seenayya & Subba Raju (1972), evidenciaram após "bloom" desta espécie, aumento nas concentrações de amônio e nitrito na água, provenientes da decomposição dos tricomas.

Sob outro aspecto, Anthonisen *et al.* (1976) demonstraram que, em níveis elevados de nitrogênio amoniacal e em pH alto, a resultante concentração de amônio livre (NH_3) é tóxica às bactérias nitrificantes, especialmente às *Nitrobacter*, podendo ocasionalmente levar ao acúmulo de nitrito no ambiente. Segundo WHO (1986), teores de 0,1 à 1,0 mg/l de amônio têm poder inibitório sobre as *Nitrobacter*. Outros autores, como Kholdebarin & Oertli (1977), verificaram que apenas o pH alto, mesmo na ausência de amônio, pode inibir a oxidação de nitrito. Esses mesmos pesquisadores salientaram entretanto, que as condições de inibição e a persistência dessas formas reduzidas são geralmente temporárias, sendo raro o acúmulo de altos níveis de nitrito no ambiente.

Com relação ao nitrato, excetuando-se o ponto 1, em to-

dos os outros pontos as concentrações aumentaram no início do período seco, sendo os valores mais altos registrados em setembro e outubro. A partir de novembro os teores decresceram, atingindo os menores valores em janeiro e fevereiro. Como esse comportamento do nitrato foi semelhante ao do amônio, poder-se-ia inferir que os mesmos fatores que atuaram sobre essa última, estariam também influenciando o primeiro: pluviosidade e situação da coluna d'água.

Ressalta-se que a precipitação atuaria da mesma maneira, diluindo a carga de nitrogênio afluente ao lago. Entretanto, a existência de homogenização ou estratificação influenciaria devido à interrelação existente entre o amônio e o nitrato no ciclo do nitrogênio. A homogenização do perfil possibilitou uma maior oxidação do amônio, antes acumulado no hipolimnio, ocasionando aumento na concentração de nitratos. Foi constatado que, quando os valores de amônio começaram a decair, ocorreu em paralelo um aumento dos teores de nitrato (Fig.27).

Takahashi *et al.* (1982) estudando o Lago Kizaki, no Japão, encontraram maiores concentrações de nitrato no hipolimnio resultantes da oxidação de amônio. Em lagos tropicais, de acordo com Barbosa (1981) e Giani *et al.* (1988), a distribuição de nitrato na coluna d'água é influenciada diretamente pela atividade das bactérias nitrificantes e desnitrificantes.

O aumento de nitrato no epilimnio, observado em setembro e outubro, deve ter sido ocasionado principalmente pelos altos valores anteriores de amônio e pelo baixo aproveitamento por parte do fitoplâncton nessa época. Nesses dois meses, verifi-

cou-se uma diminuição nas concentrações de clorofila-a e no número do fitoplâncton total, que voltaram a aumentar em novembro. A queda dos valores de nitrato, a partir desse último mês, deve então ser explicada pelo maior aproveitamento deste nutriente pelas algas aliado ao efeito diluidor das chuvas.

Segundo Talling (1966), valores mínimos de nitrato em meio com grande biomassa algal, estariam relacionados com um acentuado consumo deste nutriente devido a atividade fotossintética.

Deve ser ainda mencionado que, no ponto 2, ocorreram duas altas de nitrato, uma sendo correspondente à de nitrito, em setembro. Como esses aumentos não foram observados no ponto 1, é provável que tenham sido causados igualmente por influência dos efluentes da ETE Sul.

Diferentemente dos demais, o ponto 1 apresentou menores valores de nitrato na época seca, entre julho e outubro. Esse fato evidencia a importância das drenagens pluviais e superficiais para o aporte de nitratos ao tributário Riacho Fundo.

Em muitos ecossistemas aquáticos, a abundância de cianofíceas fixadoras de nitrogênio significa a possibilidade de um maior afluxo desse elemento para esses ambientes (Horne & Fogg, 1970). Entretanto, para o Lago Paranoá a existência dessa possibilidade precisa ser discutida.

Cylindrospermopsis raciborskii, a maior responsável pela biomassa algal do lago, pode caracteristicamente produzir heterocistos, estruturas fixadoras de nitrogênio. Entretanto, no presente estudo, observou-se a presença de heterocistos em cerca

de apenas 8% das amostras analisadas, sendo estas dos meses de março de 88 e fevereiro e março de 89. E, mesmo nessas amostras, foram muito poucos os tricomas que apresentaram essas estruturas.

Alguns autores (Fogg, 1949; Ogawa & Carr, 1969) pesquisando a influência de compostos nitrogenados sobre a formação de heterocistos, concluíram que a sua produção está vinculada principalmente a deficiência de nitrato em meio com presença de fosfatos. Igualmente, foi constatado que o composto nitrogenado que mais eficazmente inibe a formação de heterocistos é o amônio.

Com isso, pode-se prever que os elevados teores de amônio, existentes na maior parte do ano, no Lago Paranoá, devem estar inibindo a formação de heterocistos em *Cylindrospermopsis raciborskii*. Neste estudo, isto pôde ser corroborado pela observação de heterocistos apenas em amostras de meses em que o amônio apresentou diminuição em suas concentrações.

Starling (1989), desenvolvendo trabalho experimental com limnocurrais no Lago Paranoá, verificou alta frequência de heterocistos nas populações de *Cylindrospermopsis raciborskii* coincidente com baixos teores de amônio.

Do exposto, pode-se concluir que a fixação de nitrogênio atmosférico pela *C. raciborskii* não deve ser salientada como fonte expressiva de nitrogênio para o Lago Paranoá.

Nas águas continentais, o fósforo tem sido apontado como o principal responsável pela eutrofização artificial (Cole, 1975; Lambou *et al.*, 1983; Shapiro, 1984). O aporte contínuo de fosfatos pode inclusive regular o estado trófico de muitos lagos

(Aizaki *et al.*, 1986) e o controle dos efluentes causadores desse aporte tem sido o principal mecanismo utilizado para reverter o processo de eutrofização (Benefield & Randall, 1980; Mason, 1983; Willen, 1987).

No presente estudo, observou-se que os teores de fosfatos não apresentaram amplitudes acentuadas de variação, como os compostos nitrogenados. Os valores de fosfato total se apresentaram, em geral, acima de 20 ug/l, mas apenas nos pontos 1 e 2, ultrapassaram o valor de 55 ug/l.

O fosfato total aumentou em meados da seca até o início das chuvas, demonstrando aumento sensível devido ao início da homogenização apenas nos pontos 1 e 2. Diferentemente dos demais, nesses dois pontos há provavelmente uma maior sedimentação de fosfatos devido a maior carga que recebem, ocasionando em consequência, um afluxo de fósforo à superfície na circulação.

De acordo com Vivier (*in* Pesson, 1979), as disponibilidades de fósforo nos lagos se mostram, inicialmente, proporcionais às cargas externas que recebem dos tributários e afluentes diversos. Mas, segundo o mesmo autor, essa proporcionalidade pode deixar de existir a partir do momento em que as substâncias fosfatadas, anteriormente fixadas no sedimento, começam a ser liberadas devido à perda de oxigênio pelo hipolimnio, durante a estratificação. Em lagos mesotróficos e eutróficos, a circulação da massa d'água é que vai permitir o aporte de significativa quantidade de fosfatos para as camadas superficiais (Harris, 1986).

Pontes (1980) e Dabés *et al.* (1990) observaram, respec-

tivamente, para o Lago Dom Helvécio e para a represa do Pontal, aumento nas concentrações de fosfato nos meses em que houve circulação da coluna d'água.

No Lago Paranoá, entretanto, na maioria dos pontos de coleta, as concentrações de fosfatos estiveram mais altas no início do período de estratificação. Isso indicou que, ou a circulação não influenciou tanto o teor de fosfatos devido a sua baixa incorporação nos sedimentos, ou que o abastecimento de oxigênio no hipolimnion, através da circulação, foi eficiente para impedir a liberação de quantidades significativas de fosfatos.

Sob outro aspecto, ainda, ao contrário da carga de nitrogênio total, a carga de fósforo total liberada pelas ETEs sofreu uma ligeira elevação nos meses de seca (Tab.2a). Na ETE Sul esse aumento foi em outubro e na ETE Norte em julho. Tais acréscimos podem ter tido significância para o balanço de fosfatos do lago. De acordo com Bjork (1979), as concentrações de fósforo total não apresentavam grandes flutuações no lago, ao longo do ano, devido a serem dependentes do aporte contínuo das ETEs.

A despeito do discutido acima, o aumento dos valores de ortofosfato e fosfato total, na mesma época, parece indicar mais um excesso de fosfatos aportados ao ecossistema do lago sem que em paralelo tenha havido condições de seu aproveitamento eficiente pelas algas.

A presença de ortofosfatos na água depende da densidade e da atividade dos organismos fitoplanctônicos, os quais, durante a fotossíntese, assimilam grandes quantidades desses compos-

tos. Segundo Harris *et al.* (1980) e Harris (1986), em águas eutróficas o aporte externo de fósforo pode exceder as necessidades do fitoplâncton e, nesse caso, uma certa quantidade de fosfato inorgânico dissolvido pode ser encontrada nas águas superficiais.

Complementando ainda, vários autores (Sakamoto, 1966; Dillon & Rigler, 1974; Oglesby & Schaffner, 1978) verificaram que existe uma relação positiva mais consistente entre a concentração de fósforo total da primavera e os teores de clorofila-a registrados no verão, do que entre o fósforo total e a clorofila-a ao mesmo tempo.

É interessante notar que a diminuição nos valores do ortofosfato começou em novembro, o mesmo mês em que também cresceram as concentrações dos compostos nitrogenados. Provavelmente, sobre todos esses nutrientes atuaram os mesmos fenômenos já discutidos: absorção pelo fitoplâncton e diluição pelas chuvas.

Em lagos temperados, experimentos com fósforo marcado (P 32) têm indicado que existe um padrão nas taxas de reciclagem de fosfatos, dependente do estado trófico da água e da época do ano, sendo que maiores biomassas algais estão sempre correlacionadas negativamente com o tempo da reciclagem (Harris, 1986). Em lagos tropicais, a temperatura elevada acentua o metabolismo dos organismos, fazendo com que os ortofosfatos sejam assimilados rapidamente e, em geral, excetuando-se os ambientes eutrofizados, as concentrações encontradas são relativamente pequenas.

Em termos de concentração de fosfato total e ortofosfa-

to, foram observadas duas situações opostas em relação à qualidade da água: ponto 6 e ponto 1.

Os menores teores médios de fosfatos foram registrados no ponto 6, onde há uma grande biomassa de *Cylindrospermopsis* contribuindo para um intenso aproveitamento do fósforo disponível e um menor aporte das cargas de fosfatos das ETEs e de afluentes alterados. O tributário mais importante desta área, o Ribeirão do Torto, possui grande parte de sua bacia de drenagem dentro dos limites do Parque Nacional de Brasília.

Por outro lado, o ponto 1, com os maiores teores, é o mais exposto a cargas de fósforo, novamente devido à sua proximidade do Riacho Fundo, que recebe drenagens ricas com esse nutriente, provenientes de lagoas de estabilização, do Jardim Zoológico e de atividades agrícolas.

O aumento de fosfatos em locais próximos à desembocadura de rios foi igualmente verificado por Giani *et al.* (1988) no reservatório da Pampulha, Minas Gerais, e por Boltovsky *et al.* (1990) na Laguna do Lobos, Argentina.

Ainda com respeito ao ponto 1, vale salientar que seus teores de ortofosfatos, em média, foram 24 vezes maiores do que os do ponto 2, o mais próximo. O fosfato total, em média, foi 4 vezes maior. Por consequência, destaca-se novamente o tributário Riacho Fundo como fonte significativa de nutrientes para o Lago Paranoá. Presume-se também que, entre o ponto 1 e o 2, grande parte da carga de fósforo proveniente desse riacho é reduzida.

Ohle (1958 *apud* Esteves, 1988) demonstrou que a liberação da maior parte dos fosfatos presentes em detritos ocorre

ainda no epilimnio, mesmo antes de serem sedimentados. Outra parte pode depositar-se nos sedimentos e, conforme as condições na interface água-sedimento, ser retida ou liberada para a coluna d'água (Aizaki *et al.*, 1986).

O tempo de retenção de determinado braço de reservatório pode também influir sobre os teores de fosfatos: quando as águas são retidas pode haver redução de fosfatos por precipitação ou pela incorporação em organismos aquáticos (Batalha & Parlatore, 1977). Além desses fatores, em ecossistemas tropicais, a adsorção de fosfatos às argilas aportadas da bacia de drenagem também reduz a concentração desses compostos na água (Esteves, 1988).

Aplicando-se a classificação de Vollenweider (1983) para estado trófico de lagos, utilizando as concentrações de fósforo total do presente estudo, define-se mais as heterogeneidades constatadas entre os pontos amostrados. O ponto 1 é considerado como hipertrófico, os pontos 2 e 7 como eutróficos e os pontos 3, 4, 5 e 6 como mesotróficos.

4.2. Parâmetros Biológicos

4.2.1. Bactérias

A maior parte dos trabalhos referentes a bactérias como indicadores da qualidade da água, tem tratado da análise de microrganismos importantes para a saúde pública. Comparativamente, são poucas as publicações sobre o uso de bactérias não relacionadas com essa área, na avaliação das condições de corpos d'água (Aizaki, 1985).

Os primeiros estudos sobre microbiologia aquática, ainda recentes, foram à respeito da distribuição sazonal de bactérias em lagos da região temperada (Collins, 1963; Potaenko, 1968). No âmbito da limnologia de lagos e de reservatórios tropicais, ainda são escassos os trabalhos abordando esse assunto.

No Lago Paranoá, até o presente estudo, ainda não haviam sido realizadas pesquisas incluindo a avaliação das bactérias heterotróficas encontradas na água.

Os microrganismos de metabolismo heterotrófico desempenham importante papel na conversão de energia nos ecossistemas aquáticos (Hobbie, 1971 *apud* Rao, 1978) e, segundo Chróst (1975) e Aizaki (1985), a maior parte das bactérias aquáticas são heterotróficas.

Embora a contagem em placa de bactérias heterotróficas, utilizada neste estudo, não permita uma estimativa apurada do número de bactérias presentes em uma amostra, ela possibilita

uma estimativa relativa desses microrganismos e fornece dados adequados para se estabelecer a sua distribuição no corpo d'água (Rao & Burnison, 1976; Rao, 1978; Charlton & Rao, 1983).

A distribuição e a densidade desse tipo de microrganismo em reservatórios têm relevante significado como indicativas da qualidade da água, já que refletem cargas de nutrientes e evidenciam tendências quanto ao estado trófico (Kuznetzov, 1968; Sorokin, 1971; Rao *et al.*, 1979).

Vários trabalhos têm estabelecido a existência de uma relação bem próxima entre bactérias e biomassa algal (Overbeck, 1963; Oláh, 1971), sendo um aumento no número desses microrganismos geralmente associado com a intensidade do desenvolvimento ou do decaimento do fitoplâncton (Coveney *et al.*, 1977; Gorlenko *et al.*, 1983). Inclusive, tem sido bem discutida a possibilidade de que a decomposição bacteriana, com a conseqüente liberação de CO₂, possa estimular "bloom" de algas em ambientes eutrofizados (Kuentzel, 1969; King, 1970; Dor & Svi, 1980).

Por outro lado, vários outros estudos não têm encontrado qualquer relação positiva entre bactérias e organismos fitoplanctônicos (Goldman *et al.*, 1968; Oláh, 1970).

Pesquisas sobre a interação algas/bactérias em ambientes poluídos têm apresentado diversos resultados. Entretanto, tem-se salientado sempre a estreita relação existente entre bactérias e a concentração de matéria orgânica (Zobell, 1968; Hickmann & Penn, 1977; Rao, 1978; Rao & Jukorvic, 1979; Rao *et al.*, 1979; Bell & Albright, 1982; Nuttall, 1982; Charlton & Rao, 1983). De acordo com Aizaki (1985), que avaliou a utilização de

bactérias heterotróficas como índice de estado trófico em 25 lagos japoneses, a existência de correlações inversas entre número de bactérias e clorofila-a é em função do menor crescimento algal em águas altamente poluídas por matéria orgânica, nas quais a concentração bacteriana aumenta.

No presente estudo, não foi encontrada correlação significativa das bactérias heterotróficas com a concentração de clorofila-a ou com o número total de organismos fitoplanctônicos. Na maior parte dos pontos estudados, as contagens das bactérias heterotróficas apresentaram maiores valores na época seca e no início das chuvas, com diminuição em meados do período chuvoso. No ponto 1, o número de microrganismos sempre foi bem maior do que nos demais.

Tal comportamento das densidades bacterianas demonstrou a existência de uma associação com a carga de nutrientes recebida pelo lago - mais concentrada na seca, com aporte significativo no início das chuvas e sempre maior no ponto 1. Esses dados sugerem que o maior aporte de carbono para os microrganismos provém de fontes alóctones ao lago e não da produtividade primária do fitoplâncton.

Outra indicação neste sentido, foi dada pelos coeficientes de correlação positiva significativos encontrados entre as bactérias heterotróficas e alcalinidade total e fosfato total (à nível de $P=0.005$). Semelhante correlação também foi verificada por Aizaki (1985), em lagos japoneses, na época do verão. Haggler et al. (1986), em um dos poucos estudos em águas tropicais de estuário, verificaram alta correlação entre a contagem das

bactérias heterotróficas em placa e outros parâmetros incluindo fosfatos inorgânicos. Estes autores sugeriram que tais microrganismos poderiam ser utilizados como eficientes indicadores de qualidade da água relativa a outros grupos microbianos ou a químicos biodegradáveis.

Estudos em vários ambientes aquáticos têm demonstrado que populações bacterianas delineiam as zonas de influência de aporte de nutrientes (Medaglia *et al.*, 1974; Rao & Bukata, 1977), característica que pode ser utilizada para biomonitoramentos (Matthews *et al.*, 1982). Em lagos, são consideradas zonas de influência as áreas nas quais os nutrientes causam um aumento do número de bactérias acima do que é normalmente encontrado no corpo principal. No presente trabalho, isto foi constatado no ponto 1 e, em alguns meses, também no ponto 2.

Com relação às densidades bacterianas, é aconselhável não se comparar resultados de contagens em placa, obtidas em diversos trabalhos, devido aos diferentes procedimentos técnicos que possam ter sido empregados (coleta, meio de cultura, inoculação e condições de incubação). Apesar disso, é necessário ser observado que algumas contagens, obtidas com amostras do ponto 1, atingiram densidades equivalentes às citadas na literatura como encontradas no esgoto bruto. Contudo, deve ser ressaltado que tal fato não é incomum em ambientes poluídos. Dor *et al.* (1987) realizando estudos limnológicos no reservatório hipertrófico de Na'an, Israel, obtiveram resultados semelhantes aos encontrados no ponto 1.

Os autores supracitados também verificaram aumento na

densidade bacteriana durante o período de circulação, explicando como tendo sido ocasionado pela ressuspensão de partículas orgânicas, que propiciaram um substrato adicional para as bactérias. No Lago Paranoá, no início do período de circulação, foi verificada elevação no número de bactérias apenas nos pontos 2, 4 e 5, não podendo-se explicar o porquê da diminuição ocorrida no ponto 3 que, como os outros, registrou aumentos de amônio e CO₂ e decréscimo no oxigênio nessa época.

Foi notado ainda que as menores contagens bacterianas, em média, verificaram-se nos pontos 3 e 6, nos quais também registrou-se, em média, as maiores concentrações de clorofila-a. Embora não se tenha obtido uma correlação negativa entre esses dois parâmetros, de acordo com a literatura, não se pode excluir a possibilidade da influência da elevada biomassa algal sobre as densidades bacterianas.

Coveney *et al.* (1977), estudando um lago eutrófico, constataram que o número de bactérias decresceu durante "bloom" de *Aphanizomenon* e indicaram a possibilidade da existência de produtos inibidores excretados pelas cianofíceas. Chróst (1975), também pesquisando um reservatório eutrófico que apresentava florações constantes de algas, incluindo *Microcystis aeruginosa*, observou diminuições significativas de bactérias heterotróficas durante esses eventos, devido à substâncias inibidoras produzidas pelas algas. Ainda segundo este autor, o efeito do fitoplâncton sobre o desenvolvimento de bactérias aquáticas, apesar de pouco conhecido, pode resultar em inúmeras implicações na circulação de compostos nos ecossistemas aquáticos.

No presente estudo, constatou-se ainda correlação positiva significativa das bactérias heterotróficas com as euglenofíceas e criptofíceas e com os rotíferos e copépodos.

Os dois grupos de algas citados, segundo Sládeček & Perman (1978) e Klaveness (*in* Sandgreen, 1986), também têm preferência por ambientes ricos em matéria orgânica. Além disso, a presença de bactérias em despejos tem sido amplamente considerada como um fator estimulante ao crescimento de certas algas devido ao CO₂ e outros produtos provenientes da degradação da carga orgânica (Humenik & Hanna, 1971; Palmer, 1977; Dor & Svi, 1980).

A correlação com os grupos zooplanctônicos pode ser explicada pela provável contribuição das bactérias heterotróficas na alimentação desses organismos. Especialmente em lagos eutróficos, as bactérias podem constituir parte considerável da dieta do zooplâncton (Gliwicz, 1969).

As pesquisas do grupo de bactérias coliformes são geralmente realizadas para determinar a qualidade microbiológica da água relativa a um uso específico. No caso do Lago Paranoá, o uso preponderante e o de importância sob o aspecto sanitário, é o da recreação de contato primário.

A possibilidade de que exista na água organismos causadores de doenças ao homem é determinada, indiretamente, através dos coliformes, cuja presença é reveladora da provável existência desses patógenos.

Ao longo de décadas, muitos trabalhos de monitoramento da poluição por esgotos têm demonstrado o valor prático dos co-

liformes totais (coli totais) e estabelecido a significância sanitária desse grupo (Geldreich, 1974/75; Branco, 1978). Apesar disso, várias razões têm sido citadas com referência aos coliformes totais serem pobres indicadores de qualidade da água em relação à contaminação por esgotos domésticos (Dutka, 1973). Uma das razões principais é que o grupo coliforme inclui também algumas bactérias que podem ser encontradas normalmente no solo e sobre a vegetação. Em consequência, especialmente com relação a problemas de saúde pública, tem sido mais utilizada a medida dos coliformes fecais e, mais recentemente, a dos estreptococcus fecais (Cabelli *et al.*, 1979, 1983).

Entretanto, através de estudos sobre a relação entre os coliformes fecais e os totais tem-se chegado à conclusão que, em baixas concentrações de coli totais ($< 30/100$ ml), realmente não há relação entre as duas concentrações. Mas, dentro de uma faixa maior de concentração, os coli fecais aumentam com os aumentos dos coli totais. Segundo Esterby & El-Shaarawi (1984), que estudaram esses microrganismos no Lago Erie, E.U.A., com concentrações elevadas de coli totais ($> 1.000/100$ ml), os coli fecais estão sempre presentes. Em águas estuarinas tropicais com diferentes níveis de poluição, Hagler *et al.* (1986), encontraram coeficientes de correlação de 0.99 entre as contagens de coliformes fecais e totais.

Pelo exposto acima e através dos resultados das análises de coliformes do presente estudo, pode-se dizer que, durante o período de amostragens, foi constatada a presença de poluição por esgotos domésticos em vários locais do Lago Paranoá.

A variação encontrada nas concentrações de coliformes foi diferente nos sete pontos de coleta. Contudo, foi possível fazer algumas observações, as quais serão discutidas a seguir.

Apesar de não ter-se obtido o resultado das contagens de maio, com o de junho pôde-se verificar um aumento nas concentrações de bactérias, na maior parte dos pontos, provavelmente ocasionado pela menor diluição dos esgotos aportados ao lago e pela homogenização da coluna d'água. Dor *et al.* (1987), em reservatório hipertrófico em Israel, também constataram aumento dos coli totais no período de circulação. Essas elevações acontecem principalmente devido à ressuspensão de bactérias dos sedimentos para a massa d'água. Rittemberg *et al.* (1958 *apud* Geldreich, 1974/75) encontraram elevadas densidades de coliformes em sedimentos de fundo que se estendiam milhas abaixo de efluentes de esgotos municipais.

Os pontos 3, 5 e 6 foram os que, em média, tiveram as menores contagens de bactérias. Nesses pontos, após o período de homogenização, foi observada uma diminuição das concentrações bacterianas e um aumento no início das chuvas e ao longo desse período.

Henry & Lopes (1978), estudando a variação anual e a distribuição vertical de bactérias coliformes fecais e *E. coli* na represa do Rio Pardo, São Paulo, evidenciaram que os fatores de maior significância na elevação do número de coliformes foram a temperatura e, principalmente, a precipitação pluviométrica que acarretou um aporte de material alóctone.

De acordo com Geldreich (1974/75, 1987) e Silsbee &

Larson (1982), as águas da chuva têm sido apontadas como a maior causa da deterioração da qualidade microbiológica das águas superficiais, sendo que o impacto do "runoff" está relacionado com o uso do solo na bacia de drenagem. Ainda segundo este autor, pesadas cargas de poluição fecal são comuns quando há aporte significativo de águas pluviais urbanas.

Foi notado, que as chuvas mais intensas de dezembro aparentemente ocasionaram dois efeitos diferentes sobre as densidades microbianas. Nos pontos mais próximos das ETEs (2 e 7) e nos que aparentemente também sofrem sua influência (3 e 4), a pluviosidade teve efeito diluidor sobre as populações microbianas, pois as concentrações diminuíram. Nos pontos sob menor influência dessas estações (1, 5 e 6), os valores das contagens aumentaram, devido possivelmente à carga de coliformes carregada pelas águas das chuvas.

No Lago Paranoá, o aporte das drenagens superficiais deve contribuir significativamente para a elevação dos resultados da colimetria por causa da existência de extensas áreas residenciais, na margem do lago, com fossas sépticas e ligações clandestinas de esgotos que desaguardam no lago.

As concentrações de coliformes totais ficaram, em geral, acima de 1.000/100 ml nos pontos 1, 2, 4 e 7, mas apenas nos dois primeiros ultrapassaram o valor de 100.000/100 ml.

Em ambientes tropicais, Medaglia *et al.* (1974) e Hagler *et al.* (1986) encontraram valores em torno de 100.000 e 1.000.000/100 ml apenas em locais que recebiam forte contribuição por esgotos.

se aproximar das proporções existentes no esgoto bruto em consequência da supressão da autodepuração natural.

A autodepuração microbiológica nos ambientes aquáticos é um processo complexo, envolvendo a adsorção e sedimentação de bactérias, diluição por afluentes, predação, ação de bacteriófagos, radiação solar, temperatura, presença de oxigênio e tempo de retenção da massa d'água (Branco, 1978; Geldreich, 1986).

No braço do Riacho Fundo, especialmente na área entre os pontos de coleta 1 e 2, deve ser intenso o processo de autodepuração. Observou-se, por exemplo, que o comportamento dos valores de coliformes desses dois pontos foi semelhante durante os seis primeiros meses de coletas, mas diferenciado quanto a magnitude das concentrações (Fig.30).

De acordo com Medaglia *et al.* (1974), que estudaram a utilização de bactérias e diatomáceas como indicadores biológicos de poluição, a determinação dos coliformes na avaliação do processo de autodepuração é um parâmetro bem útil, porque permite acompanhar a depuração do ponto de vista da poluição bacteriana.

Salienta-se também que, no presente estudo, os coliformes totais se correlacionaram positivamente ($P=0.05$) com a condutividade, amônio, ortofosfato, fosfato total e carbono inorgânico, todos parâmetros com consideráveis valores em esgotos domésticos. Também se associaram positivamente aos rotíferos, os quais apresentaram muitas espécies reconhecidamente consumidoras de bactérias presentes em esgotos (Starkweather *et al.*, 1979; Nogrady, 1982; Seaman *et al.*, 1986). As correlações negativas

foram com o pH e com a saturação de oxigênio, que no Lago Paranoá estiveram elevados nas áreas com menores níveis de poluição orgânica.

Quanto à questão do uso preponderante do Lago Paranoá, como já foi mencionado anteriormente, o reservatório está incluído na Classe 2, segundo a classificação das águas doces (CONAMA, 1986). Os critérios referentes a coliformes totais, para o enquadramento das águas quanto às condições de balneabilidade, levam em conta amostragens realizadas durante 5 semanas consecutivas. Como no presente estudo foram realizadas amostragens mensais, não é possível se fazer um enquadramento apropriado dos pontos de coleta estudados, de acordo com a legislação vigente.

Contudo, considerando-se apenas os limites das concentrações permissíveis, dentro das categorias de balneabilidade existentes (excelente, muito boa, satisfatória e imprópria) e de acordo com os resultados das análises feitas durante os 13 meses de estudo, em síntese, constatou-se que, com exceção dos pontos 1 e 2, os demais locais de coleta apresentaram, de uma maneira geral, condições apropriadas para a balneabilidade. Entretanto, essas condições puderam se deteriorar, eventualmente no ponto 7, provavelmente devido à influência da ETE Norte ou de drenagens de esgotos não tratados. Nos pontos 3, 4 e 5, houve condições impróprias apenas em alguns meses da época chuvosa, sendo que no 5 isso também se verificou no início do período seco. No ponto 6 foi onde ocorreram as melhores condições para a balneabilidade, quase sempre excelentes.

4.2.2. Fitoplâncton

Nos ambientes aquáticos, os organismos fitoplanctônicos constituem os principais produtores primários de moléculas orgânicas das quais os outros membros da cadeia alimentar dependem. Com o processo de fotossíntese e com o seu metabolismo, as algas podem modificar o pH, a alcalinidade, a cor e a turbidez das águas (Palmer, 1962; APHA, 1985). Alterações de ordem qualitativa e/ou quantitativa na estrutura da comunidade fitoplanctônica poderão então ter importante significado para os diversos componentes do ecossistema.

Em lagos e reservatórios, a clorofila-a tem sido amplamente utilizada como indicativa da biomassa fitoplanctônica, a qual, por sua vez, está relacionada com as condições gerais de ciclagem de nutrientes (Kwiatkowski & El-Shaaravi, 1977; Rao *et al.*, 1979; Mason, 1983; Kalff & Watson, 1986).

A avaliação da clorofila-a é considerada como a medida mais efetiva da resposta de um ambiente aquático frente à eutrofização (Fruh *et al.*, 1966; Lambou *et al.*, 1983). A análise da evolução das concentrações desse pigmento foi utilizada por Edmondson *et al.* (1956) para testemunhar a eutrofização do Lago Washington, E.U.A. e, por vários outros autores, para classificar lagos de acordo com o estado trófico (Winner, 1972; Jewson, 1976; Nickolls, 1976; Barica, 1978; Hergenrader, 1980; Takino & Maier, 1981; Lambou *et al.*, 1983; Lind, 1984).

Vollenweider (1969) verificou que os teores de clorofila-a, comumente encontrados em águas continentais, oscilavam en-

tre 1 e 20 ug/l e Sakamoto (1966) observou que, em lagos eutróficos, estes valores atingiam 140 ug/l. A literatura mais recente tem indicado que, nesses últimos ambientes, os valores podem ser bem maiores. Segundo Likens (1975 *apud* Hergenrader, 1980), em corpos d'água eutrofizados pode-se encontrar de 10 a 500 ug/l de clorofila-a. Entretanto, de acordo com Vollenweider (1983), lagos eutróficos teriam de 8 à 25 ug/l de clorofila-a e aqueles com mais de 25 ug/l seriam considerados como hipereutróficos.

No presente estudo, as concentrações de clorofila-a oscilaram entre 11,5 e 107,8 ug/l, tendo sido a média de todas análises de 57 ug/l. Esta faixa de amplitude foi maior do que a encontrada no Lago Paranoá por Pinto-Coelho (1983), de 32 à 82 ug/l e por Giani (1984), de 50 à 80 ug/l, sendo semelhante à verificada por Toledo (1986) no epilímnio, de 24,1 à 106,5 ug/l.

Segundo Pinto-Coelho & Giani (1985), os teores elevados encontrados no Lago Paranoá permitem compará-lo com o conjunto de reservatórios eutróficos paulistas da classe III, que contém elevada biomassa algal (Takino & Maier, 1981; Tundisi, 1981).

Os valores da clorofila-a foram menores na época seca e maiores na chuvosa, tendo esse tipo de variação também sido constatado em trabalhos precedentes no lago (Giani, 1984; Toledo, 1986; Mattos *et al.*, 1986).

Como nessas pesquisas anteriores, o comportamento da clorofila-a refletiu basicamente a variação numérica da alga dominante *Cylindrospermopsis raciborskii*. É interessante se observar que a clorofila-a apresentou um coeficiente de correlação positivo ($P=0.005$) de 0.84 com o fitoplâncton total e de 0.78

com *Cylindrospermopsis raciborskii*. Com as outras cianofíceas e com o grupo de euglenofíceas e pirrofíceas, o pigmento não teve qualquer correlação significativa, enquanto que com as clorofíceas apresentou um coeficiente de correlação negativo de 0.29 ($P=0.005$). Essa última relação pode ser explicada pelas clorofíceas terem sido mais abundantes, em geral, em amostras com menores concentrações de *Cylindrospermopsis raciborskii*.

Vale ressaltar que altos valores de clorofila-a em função da biomassa de cianofíceas podem ser encontrados em outros reservatórios eutróficos. Hergenrader (1980), estudando o efeito da eutrofização sobre o fitoplâncton de quatro reservatórios nos E.U.A., verificou que, além da clorofila ter estado relacionada significativamente com a idade dos reservatórios, em todos eles as variações da clorofila-a foram reflexos das flutuações na abundância das cianofíceas dominantes.

Como já discutido por Giani (1984), a comunidade fitoplanctônica dominada por cianofíceas é uma característica de lagos eutróficos tropicais e temperados, nos quais as espécies oportunistas desse grupo são favorecidas pelas altas concentrações de nutrientes.

No presente estudo, a clorofila-a foi correlacionada inversamente, de maneira significativa ($P=0.05$), com amônio, nitrato, nitrito, fosfato total, ortofosfato, alcalinidade, carbono inorgânico total, $[CO_2]$, diversidade de fitoplâncton, parâmetros que também estiveram correlacionados negativamente com *Cylindrospermopsis raciborskii*.

Para o Lago Paranoá, a discussão acerca dos fatores que

atuaram sobre a variação da clorofila-a e sua relação com os parâmetros estudados, corresponde à discussão sobre a alga *Cylindrospermopsis raciborskii*, o que será feito posteriormente.

A primordial característica das comunidades fitoplanc-tônicas é a coexistência simultânea de numerosas populações de espécies diferentes em um mesmo habitat aquático. Cada espécie tem um "nicho" baseado na relação de suas necessidades fisiológicas com as variações dos fatores físicos, químicos e biológicos do meio (Wetzel, 1975). A combinação das variações desses fatores pode ser expressa, teoricamente, em um espaço multidimensional, ou hiperespaço, correspondente aos valores das variáveis que permitem as espécies permanecer no habitat.

Apesar do domínio de *Cylindrospermopsis raciborskii* no Lago Paranoá, durante o presente estudo foram encontradas 76 espécies de algas fitoplanctônicas (com exceção das diatomáceas), tendo sido 54 de clorofíceas, 10 de cianofíceas (incluindo *Cylindrospermopsis*), 8 de euglenofíceas e 4 de pirrofíceas. Entretanto, a diversidade da comunidade fitoplanctônica, avaliada com o índice de Shannon-Weaver, que oscilou de 0.01 à 0.99 bits/ind., foi relativamente baixa, até mesmo para uma ambiente eutrófico, onde, segundo Margalef (1983), a diversidade do fitoplâncton normalmente flutua entre 0.7 e 2.0 bits/ind.

Foi observado que a riqueza de algas e, em consequência, também a diversidade estiveram maiores entre os meses de junho e novembro, período coincidente com o decréscimo das concentrações de *C. raciborskii*. No ponto 1, diferentemente dos demais, o número de espécies e a diversidade foram sempre mais

elevados, refletindo provavelmente o constante aporte de nutrientes e o menor domínio de *C. raciborskii*. Com isso, verifica-se que o índice de Shannon-Weaver foi maior tanto na época, quanto no ponto em que ocorreu aumento nas concentrações de nutrientes e os efeitos da poluição orgânica.

Os índices de diversidade são utilizados frequentemente para monitorar o impacto de poluentes nas comunidade biológicas (Cook, 1976; Moore, 1979; Robinson & Sandgreen, 1984), tendo diversos estudos apontado a queda na diversidade de comunidades fitoplanctônicas como uma consequência do aumento da carga de nutrientes (Zand, 1976; Jones, 1977; Margalef, 1983; Kilham & Kilham, 1984; Rosa *et al.*, 1987). Embora alguns autores tenham demonstrado reserva quanto à sua utilização (Hurlbert, 1971), têm havido poucas dúvidas quanto ao seu emprego como importante parâmetro em pesquisas sobre a qualidade de águas (Winner, 1972; Elobodchikoff & Parrot, 1977).

Por outro lado, é conhecida a relação negativa existente entre diversidade de espécies e alta produtividade fitoplanctônica (Margalef, 1964), o que tem feito dos índices de diversidade instrumentos para interpretar processos de eutrofização. Segundo Margalef (1983), a diversidade relacionada inversamente com o número total de células não é uma relação necessária mas, sim, uma consequência do dinamismo das populações muito densas de ambientes eutróficos.

Como a estrutura de uma comunidade é determinada pela composição das condições ambientais, a diversidade pode ser interpretada também como uma medida da heterogeneidade do ambiente

(Schaffer, 1985) e uma resposta direta do "sistema fitoplanctônico" a pressões ambientais (Relevante & Gilmartin, 1980). Nos ambientes eutróficos com grande produção algal, a diversidade da comunidade fitoplanctônica decresce basicamente por existirem apenas alguns poucos fatores (tais como nitrogênio, fósforo, pH alto) responsáveis pela abundância relativa das espécies mais comuns (Kilham & Kilham, 1984).

No caso específico do Lago Paranoá, o índice de diversidade do fitoplâncton esteve correlacionado negativamente, de modo significativo, com o número total de organismos fitoplanctônicos. A elevação da diversidade do fitoplâncton, na época e no local com mais influência de poluição, estaria então relacionada com o aumento da heterogeneidade do meio, propiciando o desenvolvimento de um maior número de espécies. Isto porque, na maior parte do lago, como na maior parte do ano, o domínio de *C. raciborskii* contribui para que tenha ocorrido uma homogeneização das condições existentes no meio aquático, principalmente através de sua influência sobre a manutenção de valores elevados de pH.

Sob outro aspecto, não se pode descartar a possibilidade de *Cylindrospermopsis raciborskii* poder interferir sobre o desenvolvimento de outras algas através da produção de substâncias inibitórias. Cianofíceas que monopolizam o ambiente podem liberar compostos que desfavorecem outros grupos de algas, sendo que, algumas dessas substâncias podem ainda atuar como quelantes de ferro, o que conferiria vantagem às cianofíceas na competição por esse elemento (Murphy *et al.*, 1976 *apud* Dumont, 1977).

Foi notado também que em outubro, nos pontos de coleta 2, 3 e 4, onde ocorreu um decréscimo acentuado das populações de *C. raciborskii*, houve uma elevação dos valores de diversidade, refletindo a vantagem obtida por outras algas com a queda da cianofícea dominante.

O estudo de comunidades fitoplanctônicas dominadas por um único táxon não tem sido comum dentro da literatura. Um dos poucos trabalhos a esse respeito foi realizado no lago africano de Nakuru (Melack, 1979), no qual observou-se, durante três anos, pouca variação na abundância da biomassa fitoplanctônica devido ao domínio de *Spirulina platensis*. De acordo com Talling (1986), esta observação introduziu nos estudos limnológicos a situação de dominância de uma única espécie de cianofícea durante o ano todo, com a conseqüente eliminação da sucessão sazonal de algas que é comumente verificada. Segundo este mesmo autor, uma longa e duradoura dominância de uma única espécie em uma comunidade fitoplanctônica ainda não foi bem documentada.

O histórico a respeito da ocorrência da *Cylindrospermopsis raciborskii* no Lago Paranoá é extenso, contudo, através dele pode-se acompanhar a rápida evolução e o domínio dessa cianofícea na comunidade fitoplanctônica e diagnosticar os prováveis fatores que contribuíram para esse fenômeno.

Em 1965, Oliveira & Krau (1970) considerando o Lago Paranoá como "um lago de desmídeas", encontraram *Cylindrospermopsis* (então denominada *Anabaenopsis*) entre as algas que compunham o fitoplâncton do reservatório. Já no ano de 1969, Palmer (1969b) constatava a existência de uma cianofícea muito abundan-

te na parte mais poluída do lago. Esta alga, denominada por ele de *Aphanizomenon*, estava presente em quase todas as amostras provenientes do reservatório.

Trabalhos posteriores (Bjork, 1975; Anderson *et al.*, 1976) continuaram a evidenciar o domínio da mesma cianofícea (denominada também de *Raphidiopsis mediterranea*, *Raphidiopsis brooki* e *Anabaenopsis raciborskii*).

Lindmark (1977) realizando experimentos de bioensaios com o fitoplâncton do Lago Paranoá, verificou que o fósforo era um fator limitante ao crescimento de *Cylindrospermopsis raciborskii* no lago. Este autor obteve também outras importantes constatações tais como: *C. raciborskii* absorveu prontamente o fósforo disponível e mais lentamente o amônio; concentrações de até 110 ug/l de fósforo estimularam o crescimento da alga e altas concentrações de nutrientes, tais como fósforo acima de 250 ug/l foram inibitórias; o metabolismo de *C. raciborskii* aumentou rapidamente o pH da água; através de diluição do meio observou que a cianofícea aparentemente tolerou bem as baixas concentrações de nutrientes; em meio com disponibilidade de fósforo e com depleção de compostos nitrogenados, *C. raciborskii* apresentou heterocistos para a fixação de nitrogênio atmosférico.

Cronberg (1977) observou uma biomassa menor de *C. raciborskii* na baía do Riacho Fundo e em locais bem próximos à ETE Sul, explicando essa diferença como sendo devida a mudança nas taxas de nitrogênio e fósforo. A conclusão mais relevante para a qualidade da água do Lago Paranoá, obtida pelos estudos de Lindmark (1977) e de Cronberg (1977), foi a de que a remoção da car-

ga de fósforo seria a única maneira de se controlar o crescimento da cianofíceia dominante no lago.

Pinto-Coelho (1983) apontou a atividade fotossintética da *C. raciborskii* como sendo a responsável pelos valores de pH e de saturação de oxigênio encontrados normalmente no lago. Este mesmo autor encontrou correlação positiva dessa alga com o zooplâncton, embora não tenha sido consumida por ele, e atribuiu a queda do pH como sendo um dos fatores principais para o decréscimo da biomassa algal.

Giani (1984) explicou a dominância de *C. raciborskii* pela sua capacidade de fixar nitrogênio atmosférico, pela presença de vacúolos gasosos que permitiriam sua migração para locais com maior luminosidade ou nível de nutrientes e também por sua impalatabilidade. Observando uma diminuição da cianofíceia próximo à ETE Norte, concluiu que esta deveria ser causada pelo menor pH existente nessa área e pela competição com outras algas por nutrientes disponíveis.

Toledo (1986), encontrando correlação inversa entre a concentração de CO₂ e as medidas de clorofila-a, sugeriu que a dominância da *C. raciborskii* deveria estar associada à forma de carbono disponível no lago.

Starling (1989), em estudos experimentais, constatou que as variáveis pH e nitrito, explicaram respectivamente, 69% e 15% da variabilidade encontrada na abundância da *C. raciborskii*. Este autor citou, como explicação para o encontrado, a possível excreção de nitrito pela alga e seu favorecimento em pH alto devido à sua maior habilidade na remoção do carbono inorgânico

disponível. Sugeriu também, que outros fatores poderiam atuar favorecendo o domínio da cianofíceas, tais como a virtual ausência de herbivoria e a habilidade na utilização de nutrientes.

Cylindrospermopsis raciborskii, dominante no Lago Paranoá há mais de vinte anos, é também encontrada em outros lagos e reservatórios das regiões tropical e temperada (Singh, 1962; Imevbore, 1967; Hill, 1970; Green et al., 1976; Lewis, 1986; Kalf & Watson, 1986). Nesses outros ambientes, a alga ocorre como um componente comum do fitoplâncton, ocasionalmente constituindo "bloom", mas nunca apresentando tão longa dominância temporal como no Lago Paranoá.

Pesquisando o fitoplâncton e suas relações com estado trófico do reservatório de Belton, E.U.A., Lind (1984) encontrou *C. raciborskii* entre as cianofíceas dominantes no período de verão, quando, durante a estratificação, houve depleção de nutrientes no epilímnio.

No Lago Balanton, Hungria, *C. raciborskii* foi responsável por um extenso "bloom" no verão e outono de 1982, atingindo concentrações de 1.000.000 tricomas/l (Zánkai & Ponyi, 1986). De acordo com Pádisak et al. (1984), os fatores desencadeadores do "bloom" foram a temperatura excepcionalmente alta da água e o aporte de nutrientes causado por intensa pluviosidade no mês antecedente ao fenômeno.

No reservatório de Ibadan, Nigeria, Imevbore (1967) também verificou proliferação excessiva de *C. raciborskii* durante os meses mais quentes e em pH alto.

Estudos realizados por Seenayya & Subba Raju (1972) em

um lago indiano, abordaram tanto a ecologia como a posição sistemática de *C. raciborskii*. Esta alga era constante no plâncton e apresentava "blooms" ocasionais em épocas do ano com altas temperaturas do ar e insolação. Segundo estes autores, o crescimento desta cianofícea causou decréscimo nos teores de bicarbonatos, evidenciando a sua utilização e aumento do pH. Outras constatações feitas foram as de que a alga teve a capacidade de absorver fosfatos mesmo em baixas concentrações e de que o decaimento do "bloom" ocasionou um aumento nos teores de amônio e de nitrito na água.

A partir dos dados da literatura, pode-se concluir que devem existir vários fatores responsáveis pela dominância da *C. raciborskii* no Lago Paranoá. Salienta-se, como já observado por Starling (1989), que a alga é normalmente encontrada com uma concentração da ordem de dezenas de milhões de tricomas por litro, correspondentes à situação de "bloom" referida nos trabalhos citados acima.

No presente estudo, a densidade de *C. raciborskii* oscilou de 150.000 à 97.458.000 tricomas/l. Os valores estiveram diminuídos na época seca e mais altos na chuvosa, tendo a cianofícea exercido uma dominância menor no ponto 1 e também no ponto 2 durante o período seco. Por outro lado, no ponto 6 foi mais dominante, constituindo de 97,2 à 99,7% das algas contadas.

As maiores densidades na época das chuvas podem ser explicadas por um conjunto de fatores. A existência de estratificação e uma maior temperatura da água, como já observado, atuam favoravelmente sobre *Cylindrospermopsis* que, com um maior meta-

bolismo em ambiente estável, acentua a absorção de bicarbonatos da água. Tal cinética ocasiona aumento do pH e diminuição do CO₂ livre disponível. Devido ao equilíbrio carbônico, o próprio aumento do pH favoreceria mais ainda a alga, pela disponibilidade maior de bicarbonatos. Com todo esse mecanismo em ação, a cianofíceia obteria vantagem competitiva sobre outros componentes do fitoplâncton quanto à forma de carbono disponível para a fotossíntese.

Por outro lado, a diluição dos nutrientes, ocasionada pelas chuvas em época de estratificação da massa d'água, também deve trazer vantagens para *C. raciborskii* devido a sua resistência à diminuições de concentrações de nutrientes, como já verificado. Contribuindo para essa característica, devem estar a sua capacidade de absorver prontamente fosfatos, mesmo em baixas concentrações, a de migrar na coluna d'água até profundidades com maiores concentrações de nutrientes ou para camadas mais iluminadas e a possibilidade de fixação de nitrogênio atmosférico pela produção de heterocistos quando em depleção desse nutriente.

Dois outros fatores podem ainda contribuir para o incremento da biomassa da alga. Primeiro, a inexistência de predadores efetivos no zooplâncton, o qual então influenciaria positivamente ao consumir outras algas mais palatáveis e, em segundo, o tempo de retenção longo existente no reservatório, que também favoreceria acentuando as condições propícias à *C. raciborskii* na época de estratificação do perfil. De acordo com Lind (1984) e Talling (1986), a estabilidade da coluna d'água aliada

a um tempo de retenção longo, contribui principalmente para a depleção de nitratos e para que haja pouca mistura do fitoplâncton, acentuando a vantagem das cianofíceas. Smith (1983), a partir de análises efetuadas em 17 lagos de várias partes do mundo, constatou uma tendência evidente para o predomínio de cianofíceas quando a relação nitrogênio/fósforo no epilímnio era menor que 29/1 .

O decréscimo nas concentrações de *Cylindrospermopsis raciborskii*, que ocorreu no período seco, também seria em função da atuação de alguns dos fatores já citados. A verificação de menores temperaturas da água provavelmente já deve atuar em detrimento do metabolismo de *C. raciborskii*. Nessa época, o aporte de nutrientes mais concentrados e a homogenização da coluna d'água não seriam favoráveis à cianofícea dominante. Com a circulação, além de uma disponibilidade maior de compostos orgânicos, de CO₂ e outros nutrientes, ainda ocorre a diluição dos íons responsáveis pela manutenção do pH alto.

A diminuição do pH, a elevação nos teores de CO₂ disponível e o aumento das concentrações dos compostos nitrogenados e fosfatados contribuiriam diretamente para a redução das condições favoráveis à *C. raciborskii*, diminuindo também sua capacidade competitiva.

É interessante de ser salientado que, na seca, os pontos de coleta mais sujeitos a um aporte maior de nutrientes e diminuição de pH foram onde ocorreram menores concentrações de *Cylindrospermopsis*. No ponto 1, onde essas condições prevaleceram durante todo o período de amostragens, esta alga raramente

foi dominante. Por outro lado, no ponto 6, em local menos influenciado por aporte de nutrientes, foi onde a *C. raciborskii* apresentou maior dominância e menores oscilações na densidade.

Conclui-se, então, que o mesmo conjunto de parâmetros que explica a variação anual observada nas concentrações da *Cylindrospermopsis raciborskii*, também é responsável pelas diferenças de densidades que foram encontradas entre os pontos de coleta.

Durante o período de estudo porém, foi verificada uma diminuição acentuada de *Cylindrospermopsis* em outubro, nos pontos 2, 3 e 4, sem que em paralelo tenha sido observado grandes oscilações dos parâmetros ambientais. Entretanto, notou-se que dois fatores podem ter estado relacionados a esse decréscimo: aplicação de algicida e concentração elevada de nitrito.

Como na parte do lago em que se localizam esses pontos foi na qual também aplicou-se, nessa mesma época, sulfato de cobre para controle do "bloom" de *Microcystis aeruginosa* (Tab.2b), pode ser que esse composto, no ambiente estratificado, tenha atuado também sobre *C. raciborskii*.

O nitrito, presente relativamente em altos teores nesses pontos, pode ter atuado negativamente sobre a cianofícea, ou ter sido resultante do próprio decaimento da alga, como o observado por Seenayya & Subba Raju (1972).

As correlações significativas ($P=0.05$) encontradas entre *Cylindrospermopsis raciborskii* e os demais parâmetros analisados corroboram as explicações desenvolvidas acima. A alga esteve correlacionada positivamente com a temperatura da água, pH,

saturação de oxigênio, clorofila-a e com a diversidade do zooplâncton. Por outro lado, esteve correlacionada negativamente aos parâmetros com valores acentuados época seca e/ou nos locais mais poluídos: amônio, condutividade, nitrito, nitrato, ortofosfato, fosfato total, [CO₂], carbono inorgânico, diversidade do fitoplâncton e abundância total do fitoplâncton.

Foi notado que algumas correlações foram obtidas em função da existência de parâmetros com altas concentrações em locais onde concomitantemente ocorreram diminuições no número da cianofícea dominante. Isto explicaria, por exemplo, a correlação negativa obtida em relação ao fósforo, nutriente de essencial importância à *Cylindrospermopsis*.

Ressalta-se também que, como em trabalhos anteriores no Lago Paranoá, foi obtida uma correlação negativa bem elevada da *C. raciborskii* com o amônio (0.76). Este fato pode ser explicado por ser esse nutriente fonte de nitrogênio para a alga e também por ser produto da degradação de seus tricomas ou, ainda, pode ser que, em níveis elevados, o amônio seja tóxico à cianofícea.

Para uma avaliação mais aprofundada das relações existentes entre as variáveis ambientais, parâmetros biológicos e *Cylindrospermopsis raciborskii*, torna-se necessário a realização de um estudo que tenha por objetivo específico o conhecimento da biologia dessa alga.

Além do já discutido, os resultados da análise fatorial de correspondência e da análise de componentes principais também confirmaram a atuação dos fatores mencionados sobre a alga dominante no lago. Tais análises serão discutidas posteriormente

juntamente com os resultados dos demais componentes do fitoplâncton.

Apesar da constante abundância de *Cylindrospermopsis*, o período em que houve uma maior diversidade do fitoplâncton correspondeu também a um maior aumento na abundância dos outros grupos de algas (Fig.36). Segundo Lewis (1986), embora a frequência de uma alga indique a existência de condições apropriadas para sua ocorrência, a variação da abundância é um indicador mais específico pela relação estreita que há entre condições ambientais favoráveis e o aumento do número de indivíduos de uma população.

A elevação nas concentrações de outras cianofíceas (excetuando-se a dominante) constatada em maio, esteve provavelmente associada com o início do período de circulação, enquanto que o aumento da abundância de clorofíceas em agosto e setembro, deve ter sido resultado da estabilização da coluna d'água em situação de alta disponibilidade de nutrientes, favorecida pela época seca. Como já discutido, a condição do perfil também teve importante influência sobre as densidades de *Cylindrospermopsis raciborskii*.

A relação entre variações hidrológicas sazonais e alterações do fitoplâncton já foi constatada em muitos lagos e reservatórios tropicais.

Biswas (1969, 1972) verificou que as duas flutuações mais significativas das populações fitoplanctônicas do Lago Volta, África, foram dominadas pelo aporte sazonal de águas de chuvas e pela circulação da massa d'água. No lago africano de Mala-

wi, Harding (1963 *apud* Talling, 1986) demonstrou que o número de organismos fitoplanctônicos estava relacionado positivamente com a homogenização da coluna na época de inverno e negativamente com o final do prolongado período de estratificação. Conforme o trabalho de Talling (1986), em lagos africanos maiores e mais profundos, embora alguns fatores possam influenciar a sazonalidade do fitoplâncton, o fator mais dominante é a estrutura da coluna d'água.

Lewis (1974, 1986), a partir de estudos no Lago Valencia, Venezuela, e de dados de lagos de ambientes temperados, concluiu que os episódios sucessionais do fitoplâncton são causados, principalmente, pelo início da estabilização da coluna d'água, após a circulação. No período de homogenização, apesar do maior aporte de nutrientes para a superfície, a luminosidade passa a ser um fator limitante à produção algal, já que as células são levadas com a circulação para profundidades fora da zona eufótica. A interrupção da homogenização, com o início da estratificação, propicia um meio com alta disponibilidade de nutrientes, favorável à proliferação de várias espécies de algas. Na maioria das vezes, a sucessão de táxons que ocorre é em função do decréscimo gradativo dos recursos presentes e das modificações causadas no meio pela própria atividade do fitoplâncton.

Corroborando o encontrado em outros trabalhos da literatura, foi verificado que, no Lago Paranoá, o número de espécies de algas e suas respectivas abundâncias aumentaram principalmente após o início da estratificação do perfil e foram decrescendo com o decorrer desse período. Apesar disso, não foi

observada, caracteristicamente, uma sucessão de espécies de vários grupos.

De acordo com Lewis (1974, 1986), em alguns lagos dominados apenas por um táxon, em geral com condições extremas de trofia, a sucessão do fitoplâncton está sob influência maior de fatores alógenos do que de fatores causados pela própria modificação do meio pela comunidade algal. Ainda segundo este autor, a posição de uma determinada espécie na comunidade pode ser expandida por influências externas que afetem o balanço de nutrientes e, por outro lado, as condições do meio serão influenciadas mais acentuadamente por apenas um táxon, que pode criar condições favoráveis à sua própria manutenção.

A dinâmica descrita acima é a que parece ocorrer no Lago Paranoá. Embora outras cianofíceas e outros grupos de algas sejam encontrados constantemente no fitoplâncton e tenham o seu número de representantes e suas abundâncias aumentados no início da estratificação devido provavelmente à maior disponibilidade de nutrientes, raramente concorrem com a dominância da *C. raciborskii*. É esta cianofícea, favorecida por todo um conjunto de fatores alógenos e autógenos já discutidos, que é a principal responsável pela manutenção de condições impróprias (pH elevado e pouca disponibilidade de CO₂) para o estabelecimento mais efetivo e a sucessão de outras espécies.

Apesar da desestratificação e das condições de uma maior trofia terem sido menos favoráveis a *C. raciborskii*, aparentemente não desfavoreceram as outras cianofíceas encontradas. Essas últimas, que incluíram espécies dos gêneros *Aphanothece*,

Merismopedia, *Microcystis*, *Oscillatoria* e *Pseudanabena*, apresentaram maior frequência nos pontos 1 e 2, tendo aumento de abundância durante o período seco.

O gênero com mais representantes (4 espécies) foi *Oscillatoria*, que, segundo Palmer (1969), em geral são características de ambientes com alta concentração de matéria orgânica. Embora a existência de um pH menor seja freqüentemente prejudicial às cianofíceas, as oscilatórias já foram cultivadas com sucesso em pH 5.5, tendo também sido verificado aumento de suas concentrações após períodos de desestratificação com conseqüente abaixamento de pH (Shapiro *et al.*, 1975).

No ponto 1, além da alta concentração de nutrientes verificada, uma outra razão para a maior concentração de cianofíceas (com exceção da *C. raciborskii*) constatada é o seu aporte juntamente com efluentes provenientes de lagoas de estabilização. Ferreira (1988), estudando a comunidade fitoplanctônica da Lagoa de Estabilização do Guará I, encontrou *Oscillatoria pseudogeminata*, *Oscillatoria mougeotii*, *Merismopedia tenuissima* e *Microcystis aeruginosa* como constituintes comuns da biomassa algal. Estas espécies citadas foram encontradas no presente estudo com abundância no ponto 1.

Uma das espécies que aparentemente mais foi beneficiada com o início da circulação da massa d'água foi a *Merismopedia tenuissima*. Além de ter sido a terceira em abundância nas amostras coletadas para este estudo, no mês de maio, na maior parte dos pontos, sua densidade ultrapassou o valor de 1.000.000 organismos por litro.

As respostas do fitoplâncton à desestratificação podem ser bem variadas ocorrendo, entretanto, na maioria das vezes, mudança de espécies de cianofíceas predominantes para de clorofíceas (Boney, 1976). Por outro lado, segundo Moss (1973c) e Shapiro *et al.* (1975), algumas cianofíceas podem aumentar rapidamente de número com a circulação, sendo os mecanismos atuantes complexos, envolvendo fatores físicos, químicos e biológicos.

Deve-se ressaltar que *Merismopedia tenuissima*, mesmo tendo apresentado concentrações que poderiam até ser consideradas como de "bloom", possivelmente não contribuiu para a deterioração da qualidade da água. Primeiro, por ser uma espécie de cianofícea que não possui vacúolos gasosos, conseqüentemente não se acumulando na camada superficial e, em segundo, por provavelmente ser consumida pelo zooplâncton existente no lago, o que contribuiria para o seu controle.

Embora *Microcystis aeruginosa* tenha sido a décima sétima em termos de densidade nas amostras e considerada apenas como ocasionalmente abundante, a sua ocorrência será discutida destacadamente devido aos transtornos que tem causado para a qualidade da água do Lago Paranoá.

Microcystis aeruginosa é uma cianofícea causadora de "blooms" periódicos em muitos lagos e reservatórios das regiões tropical e temperada, podendo, ocasionalmente, apresentar linhagens tóxicas a componentes da comunidade aquática (Starkweather & Kellar, 1987). Eventualmente, também, o decaimento das proliferações maciças desta espécie pode ocasionar mortandade de peixes devido a depleção de oxigênio na água (Hergenrader, 1980).

Em geral, a presença de *Microcystis* é associada à poluição orgânica (Kuentzel, 1969; Palmer, 1969). Em reservatórios temperados eutrofizados, os "blooms" desta cianofíceia ocorrem frequentemente no verão, com alta luminosidade e em situação de estratificação (George, 1974; Chróst, 1975; Fulton & Paerl, 1987; Willen, 1987). Nos ambientes tropicais, *Microcystis aeruginosa* tem sido encontrada formando "blooms" periódicos, associados com variações hidrológicas e com o aporte de nutrientes.

Em lagos africanos, Talling (1986) verificou a ocorrência de "bloom" periódico de *M. aeruginosa* em função do aporte de nutrientes de rios e decréscimo de suas populações após a circulação da massa d'água. Imevbore (1967), estudando o reservatório de Ibadan, Nigéria, encontrou *Microcystis* em concentrações significativas, juntamente com *Cylindrospermopsis raciborskii*, tendo sido a primeira mais abundante durante os meses secos de verão, atingindo o seu máximo próximo ao início das chuvas.

No Lago Valencia, Venezuela, no qual as características eutróficas são refletidas pela dominância constante de cianofíceas, Lewis (1986) encontrou uma maior biomassa fitoplanctônica, que incluía *M. aeruginosa*, na primeira metade do período de estratificação. Essa época correspondeu à uma ótima luminosidade do epilimnio e à inexistência ainda de depleção de nutrientes. Também no Lago Valencia, Infante & Riehl (1984) evidenciaram aumentos no zooplâncton correspondentes a épocas de "bloom" de *Microcystis*, constatando não ter havido efeitos prejudiciais desta alga sobre os organismos zooplanctônicos.

Por outro lado, experimentos de laboratório têm demons-

trado que "blooms" de *Microcystis* podem alterar as relações de competição entre os componentes do zooplâncton, favorecendo os pequenos cladóceros e copépodos (Fulton & Paerl, 1988). Embora sejam poucas as espécies que consumam efetivamente as colônias de *M. aeruginosa* (Starkweather & Kellar, 1987; Fulton & Pearl, 1987, 1988), alguns dos organismos zooplanctônicos encontrados no Lago Paranoá já foram evidenciados como consumidores desta espécie de cianofícea, como será discutido posteriormente.

No Lago Paranoá, o maior problema causado pelo "bloom" de *Microcystis* relaciona-se com a sua interferência no aspecto e na qualidade recreacional das águas devido à formação de espuma superficial.

Esta característica de *Microcystis* deve ser acentuada pela condição de estratificação da coluna d'água, o que pode levar à perda das qualidades estéticas da água, produção de odores e desoxigenação das camadas inferiores, com conseqüente prejuízo da comunidade aquática.

De acordo com Paerl & Ustach (1982), o acúmulo de algas na superfície e conseqüente formação de espuma, representa um mecanismo vantajoso na competição por nutrientes na camada superficial da água. Esse mecanismo é baseado na preferência pela absorção de CO₂ como fonte de carbono para a fotossíntese, em ambientes com baixos teores de carbono inorgânico total e com pH alto. Conforme observações de Talling (1976), *Microcystis aeruginosa* tende a apresentar máximos populacionais em ambientes pouco tamponados com depleção de CO₂.

Segundo ainda Paerl & Ustach (1982), em épocas com boa

insolação e com estratificação da coluna, há depleção de CO_2 e aumento do pH. A baixa taxa de fotossíntese, existente em resposta à queda de CO_2 , faz com que haja uma menor pressão de turgor no interior da célula, o que ocasiona uma maior formação de vacúolos, aumentando a sua flutuabilidade. Na superfície, constituindo a espuma, *Microcystis* é capaz de utilizar o CO_2 da interface ar-água. Nessa camada superficial, esta alga pode promover mudanças no meio com suas atividades metabólicas e, sombreando o fitoplâncton inferior, obter grandes vantagens competitivas.

No presente estudo, *Microcystis aeruginosa* ocorreu mais intensamente no final do período seco, nos meses de setembro e outubro, quando foi encontrada em todos os pontos de coleta. Nessa época, apresentou maiores concentrações nos pontos 2, 3, 4 e 7, sempre acima de 50.000 org./l. Também nesse período, justamente nas áreas do lago em que se localizam esses pontos, foi onde a CAESB aplicou o algicida sulfato de cobre visando controlar o "bloom" de *Microcystis*.

As maiores concentrações de *Microcystis aeruginosa*, observadas em setembro e outubro, podem ser explicadas pela ocorrência de uma série de fatores favoráveis a esta espécie. O meio estratificado, mas ainda com elevadas concentrações de nitratos e fosfatos existentes antes das chuvas e o decréscimo das concentrações de CO_2 (Fig.26), devem ter trazido vantagens à cianofíceia. Além disso, nessa época houve aumento da temperatura da água e do pH. Nos pontos 2, 3, 4 e 7, a influência da carga orgânica aportada ao lago e a existência de altos valores de pH

devem ter favorecido a presença de maiores densidades de *M. aeruginosa*.

Ainda nesses meses, não se pode descartar a contribuição de uma maior radiação solar incidente, em condições ainda de seca e uma menor pressão competitiva com *Cylindrospermopsis raciborskii*, em menores densidades, para o aumento numérico de *Microcystis*. Como toda essa situação é de caráter sazonal, devendo ser comum nessa época, provavelmente também explica a formação de "blooms" de *Microcystis* que tem ocorrido freqüentemente nesse mesmo período ao longo de vários anos.

O grupo das cianofíceas, excetuando-se *Cylindrospermopsis raciborskii*, apresentou-se correlacionado positivamente, de modo significatido ($P=0.05$), com a condutividade, amônio, ortofosfato, fosfato total, alcalinidade total, carbono inorgânico, CO_2 , bactérias heterotróficas, diversidade do fitoplâncton, pirrofitáceas + euglenofíceas e clorofíceas, que também tiveram seus valores aumentados no ponto 1 e/ou na época seca. Diferentemente, foi correlacionado de maneira inversa, significativa, com o pH, saturação de oxigênio, diversidade de zooplâncton e com *C. raciborskii*, que apresentaram valores maiores nos outros pontos e na época chuvosa.

Nas amostras coletadas para o presente estudo, o grupo das clorofíceas foi o que contribuiu com o maior número de táxons presentes. A dominância de clorofíceas na composição de espécies do fitoplâncton é comum tanto em lagos tropicais quanto em temperados, embora normalmente contribuam para um pequeno percentual da biomassa fitoplanctônica (Kalff & Watson, 1986).

Enquanto as cianofíceas são conhecidas por suportarem situações ambientais extremas (depleção de nutrientes e alto pH), as clorofíceas são as únicas a crescer em uma ampla faixa de condições e também permanecer em ambientes com condições fora das ideais para o seu crescimento. Segundo Lewis (1986), essa "resistencia" ambiental é a responsável pela grande presença de representantes desse grupo na composição do fitoplâncton da maioria dos ambientes aquáticos.

Muitas espécies de clorofíceas ocorreram ao longo de todo o período de amostragem, mas a maioria só apresentou uma relativa abundância na época seca e no início da chuvosa. O aumento desse grupo, principalmente em setembro, outubro e novembro parece ter sido associado com a estabilização da coluna d'água, com a alta concentração de nutrientes presentes e com o decréscimo de *Cylindrospermopsis*.

Conforme os trabalhos de King (1970), Shapiro (1973) e Shapiro *et al.* (1975), um aumento na disponibilidade de nutrientes, de CO₂ e uma maior alcalinidade, aliados a um menor pH, explicariam a elevação do número de clorofíceas após a diminuição das cianofíceas causado pela circulação. De acordo com Smith (1983), um aumento significativo na taxa de nitrogênio/fósforo pode explicar a diminuição das cianofíceas e o aparecimento de outras espécies.

Em lagos temperados, segundo Boney (1976), o início da estratificação corresponde para o fitoplâncton a um período com um número pequeno de organismos mas com grande diversidade, ocorrendo um aumento da densidade das clorofíceas.

No presente estudo, as espécies encontradas de clorofíceas são pertencentes à ordem Chlorococcales e à família Desmidiaceae (ordem Zygnematales).

As condições de neutralidade e alcalinidade são favoráveis ao desenvolvimento de um número maior de táxons de Chlorococcales do que condições de acidez (Philipose, 1967). Vários estudos têm evidenciado que espécies de algas dessa ordem demonstram tendências eutróficas (Brook, 1965, 1982) como, por exemplo, as do gênero *Scenedesmus* que são frequentemente encontradas em número significativo em ambientes com altas concentrações de fosfatos (Margalef, 1983; Kilham & Kilham, 1984).

Algumas Chlorococcales, encontradas no presente estudo, também foram identificadas por Ferreira (1988) como constituintes do fitoplâncton da Lagoa de Estabilização do Guará I: *Actinastrum hantzschii*, *Dictyosphaerium ehrenbergianum*, *Chlorella vulgaris*, *Coelastrum microporum*, *Micractinium pusillum* e *Scenedesmus acuminatus*.

Por outro lado, Sant'Anna & Martins (1982), estudando o Lago São Sebastião, na Amazônia, cujas águas tiveram o pH de neutro a alcalino, encontraram representantes de Chlorococcales coincidentes com os do fitoplâncton do Lago Paranoá: *Ankistrodesmus gracile*, *Botryococcus braunii*, *Coelastrum microporum*, *Dictyosphaerium ehrenbergianum*, *Dictyosphaerium pulchellum*, *Dimorphococcus lunatus*, *Kircheneriella lunaris*, *Kircheneriella obesa*, *Nephrocytium lunatum*, *Pediastrum duplex*, *Pediastrum tetras*, *Scenedesmus acuminatus* var. *acuminatus* f. *maximus*, *Scenedesmus denticulatus*, *Sphaerocystis schroeteri*, *Tetraedron gracile* e

Treubaria schmidlei.

O táxon de clorofíceas mais abundante nas amostras foi *Chlorella vulgaris*, pertencente também à ordem das Chlorococcales. Esta espécie, com ampla distribuição em águas com influência de despejos orgânicos, é indicadora de eutrofia (Margalef, 1983). O estudo de Dor *et al.* (1987), no reservatório hipereutrófico de Na'an, Israel, que recebia efluentes domésticos e de atividades agrícolas após tratamentos primário e secundário, constatou a dominância de 99% de *Chlorella vulgaris* na biomassa algal.

As vantagens seletivas que apresenta *Chlorella vulgaris* sobre outras algas são a sua resistência às altas flutuações de oxigênio dissolvido e pH, possibilidade de apresentar heterotrofia, sendo capaz de utilizar moléculas orgânicas (Pipes & Gotaas, 1980) e uma alta taxa de reprodução, que compensa as perdas devido à excessiva herbivoria do zooplâncton (Dor *et al.*, 1987).

No Lago Paranoá, de acordo com Pinto-Coelho (1983), devido principalmente à sua qualidade nutricional, a população de *Chlorella vulgaris* deve ser regulada pelo zooplâncton presente. Tal fato auxilia explicar a presença mais intensa desta espécie nos pontos 1 e 2, nos quais além de uma maior disponibilidade de nutrientes, a existência de maiores concentrações de outras algas e de bactérias diminuiria a pressão de predação do zooplâncton.

Ao contrário das Chlorococcales, as desmidiáceas foram consideradas típicas de águas ácidas (Hutchinson, 1957; George, 1965; Eourelly, 1972), ocorrendo frequentemente em águas oligo-

tróficas (Brook, 1965). Todavia, estudos mais recentes têm demonstrado que várias espécies de desmídeas, especialmente dos gêneros *Staurastrum* e *Cosmarium*, estão presentes em águas alcalinas e/ou com condições eutróficas (Moss, 1972; Brook, 1982; Huszar, 1986).

Nas amostras do presente estudo foram identificadas 18 espécies de desmídeas, sendo que, dentre essas, cerca de 11 foram constatadas como constantes na comunidade fitoplanctônica. Segundo a literatura, não é muito comum encontrar-se em águas produtivas mais do que 2 ou 3 espécies dessa família constituindo o fitoplâncton, tanto que Brook (1982) considerou notável a presença de 7 espécies de desmídeas no lago eutrófico que estudou.

Uma hipótese para explicar tal ocorrência seria a baixa alcalinidade existente no Lago Paranoá. Brook (1982) associou a presença em ambiente eutrófico de *Staurastrum setigerum* e de *Staurodesmus cuspidatus* (relacionados à oligotrofia em lagos temperados e também encontrados no Lago Paranoá) à baixa alcalinidade verificada.

O grupo das Clorofíceas foi correlacionado positivamente de modo significativo ($P=0.05$) com a condutividade, amônio, nitrito, nitrato, ortofosfato, fosfato total, alcalinidade total, carbono inorgânico, diversidade do fitoplâncton, cianofíceas (excetuando-se *Cylindrospermopsis*), pirrofíceas + euglenofíceas, rotíferos e copépodos, tendo sido correlacionado inversamente com a clorofila-a e com *Cylindrospermopsis raciborskii*.

Tais associações corroboram a idéia de que o aumento

tanto na abundância como no número de espécies das clorofíceas terem sido em função da disponibilidade maior de nutrientes (nitrogênio, fósforo e carbono inorgânico) e em época e em locais com decréscimo da população da cianofíceas dominante, a principal responsável pelos valores de clorofila-a.

Salienta-se que a correlação significativa com grupos do zooplâncton concorda com o verificado nos experimentos de Pinto-Coelho (1983) realizados em um ponto na parte norte do Lago Paranoá. Segundo este autor, certas clorofíceas tais como *Chlorella vulgaris*, *Scenedesmus denticulatus* e *Dimorphococcus lunatus* devem sofrer intensa herbivoria no lago e outras devem ser beneficiadas pela presença do zooplâncton por passarem relativamente ilesas pelo intestino desses organismos, ainda absorvendo nutrientes favoráveis ao seu desenvolvimento, como *Sphaerocystis schroeteri*, *Dictyosphaerium pulchellum* e *Pediastrum tetras*.

O grupo das Euglenofíceas esteve representado, em grande parte das amostras de fitoplâncton, pela presença constante de dois táxons pertencentes ao gênero *Trachelomonas*. Estas duas espécies, juntamente com as demais euglenofíceas observadas, ocorreram com maior frequência e abundância no ponto 1.

Todas as espécies de euglenofíceas identificadas neste estudo são indicativas de pronunciada eutrofia de ambientes aquáticos (Branco, 1978; Brook, 1982). Os gêneros *Trachelomonas*, *Lepocinclis*, *Euglena* e *Phacus* encontrados são habitantes de águas normalmente ricas em matéria orgânica em decomposição (Cardoso, 1982). Como muitos componentes do grupo das euglenofi-

ceas são incapazes de utilizar nitratos (Leedale 1967 apud Moss, 1973c) necessitam viver em ambientes ricos em amônio, o que explicaria a preferência das espécies encontradas pelo ponto 1, com concentrações constantemente altas desse composto.

Com referência especial a *Euglena* e *Lepocinclis*, que tiveram presença maior apenas no ponto 1, a necessidade de fonte externa de vitaminas, devido à nutrição heterofítica, faz com que seus representantes sejam diretamente dependentes do teor de matéria orgânica existente na água (Sládeck & Perman, 1978).

As algas do grupo das Pirrófitas foram observadas em todas as amostras de fitoplâncton analisadas devido a presença constante de *Cryptomonas* spp.. Esse táxon foi o mais abundante após *Cylindrospermopsis raciborskii* e, ao mesmo tempo, o mais associado à cianofíceas em termos de ocorrência, como o verificado pela análise de agrupamento (Fig.38). Predominante nos pontos 1 e 2, *Cryptomonas* spp. chegou, inclusive, a ser dominante nesse primeiro local algumas vezes.

O peculiar nas criptofíceas de vários ambientes é justamente sua presença permanente ao longo do ano, com densidade em geral baixa e com pouca diversidade de espécies. Embora as criptofíceas sejam consideradas como espécies "oportunistas", aumentando de densidade quando populações de outras algas decaem ou após perturbações ambientais, tais como um maior aporte de nutrientes e diminuição de pH, seus picos populacionais nunca persistem muito tempo devido ao consumo intenso pelo zooplâncton (Klavens in Sandgreen, 1986). De acordo com Reynolds (1980), a importância das criptofíceas dentro do sistema aquático não pode

ser avaliada apenas pela sua biomassa aparentemente baixa, já que estão associadas significativamente com a produção de herbívoros, sendo importante fonte de alimento para rotíferos e cladóceros.

Pode então ser sugerido três hipóteses para as maiores densidades de *Cryptomonas spp.* verificadas nos pontos 1 e 2 : maior aporte de nutrientes, menor pH e a existência de outros recursos alimentares para o zooplâncton, tais como uma maior concentração de bactérias e de clorofíceas, que ocasionaria diminuição da pressão de herbivoria, como o discutido para *Chlorella vulgaris*.

Nos outros pontos do lago, as criptofíceas estão provavelmente sujeitas a predação pelos organismos zooplanctônicos. A persistente presença em todas as amostras analisadas deve ser em função das estratégias de sobrevivência que essas algas apresentam. Segundo Klaveness (*in* Sandgreen, 1986), *Cryptomonas* tem potencial para heterotrofia, assimilando compostos orgânicos quando em baixa luminosidade e pode realizar migrações diárias para a melhor utilização de recursos, sobrevivendo na termoclina durante a estratificação.

Trabalhos de Moss (1973a,b,c), em lagos eutróficos estratificados, constataram que *Cryptomonas ovata* (espécie abundante no Lago Paranoá) pode ser freqüentemente encontrada agrupada na termoclina onde o pH é menor e os níveis de CO₂ são maiores. Segundo este autor, embora esta espécie seja característica de ambientes eutróficos, tem comportamento semelhante ao de espécies oligotróficas, não crescendo em pH superior a 8.55

devido à falta de CO₂. Tal característica é compensada pela vantagem de migrarem para profundidades maiores durante à noite para absorverem CO₂ e irem de dia para as camadas superiores mais iluminadas.

O grupo das pirrofiticas e euglenofitas foi correlacionado positivamente, de modo significativo (P=0.05) com a condutividade, amônio, nitrito, fosfato total, ortofosfato, alcalinidade total, CO₂, carbono inorgânico, bactérias heterotróficas, diversidade de fitoplâncton, cianofitas (excetuando-se *Cylindrospermopsis*), clorofitas, rotíferos e copépodos, que tiveram também os valores ou abundância aumentados em locais ou épocas com um maior aporte de nutrientes. Por outro lado, assim como os outros grupos de algas, se correlacionou inversamente com a cianofita dominante e com a saturação de oxigênio.

Em termos de abundância das algas encontradas, foi notado que, depois da *Cylindrospermopsis*, as algas que mais participaram da composição e do número do fitoplâncton foram as de pequenas dimensões (tab.4): *Cryptomonas spp.*, *Merismopedia tenuissima* e *Chlorella vulgaris*. Verificou-se ainda que a maior parte das espécies fitoplanctônicas encontradas tiveram dimensões celulares menores que 20 µm.

É conhecido que a contribuição do nanoplâncton no total do fitoplâncton tem uma tendência a diminuir quando o grau de trofia aumenta, devido principalmente ao domínio de algas maiores, como as cianofitas filamentosas (Gliwicz, 1969, 1977; Smith & Kalff, 1983). Nessas situações, sob outro aspecto, um tamanho menor pode ser vantajoso na competição por nutrientes

inorgânicos. Segundo Foy (1980 apud Willen, 1987), células pequenas possuem uma relação de superfície/volume maior do que as grandes, o que possibilita uma melhor capacidade competitiva na absorção de nutrientes durante condições de depleção, podendo propiciar um rápido crescimento.

Com isso, no ambiente planctônico do Lago Paranoá, com grande domínio de uma cianofícea filamentosa, algas com menores dimensões devem ter vantagem para se manter constantemente na comunidade fitoplanctônica. No entanto, as populações daquelas que apresentam uma maior capacidade competitiva (principalmente *Cryptomonas spp.* e *Chlorella vulgaris*) sofrem regulação pela herbivoria do zooplâncton existente no lago, não havendo a possibilidade de apresentarem grandes aumentos populacionais que seriam esperados decorrentes de suas vantagens metabólicas.

A existência de uma grande massa algal impalatável e de tamanho inadequado para o consumo do zooplâncton pequeno, comum em lagos eutróficos como no Paranoá, ocasiona uma grande pressão de herbivoria sobre o nanoplâncton (Gliwicz, 1967, 1969, 1977; Henriques & Ibanez, 1988). Há evidências, inclusive, de que uma elevada pressão de herbivoria sobre as algas pequenas pode acelerar o estabelecimento de "bloom" de cianofíceas (Porter, 1977; Schoenberg & Carlson, 1984).

Por outro lado, segundo Porter (1977), várias algas seriam bem adaptadas contra essa ação de herbivoria e também contra a depleção de nutrientes, possuindo adaptações morfológicas, comportamentais, tendo crescimento lento e ainda podendo estocar nutrientes. Nesse grupo, de acordo com o mesmo autor, inclui-

riam-se as desmidiáceas e os dinoflagelados.

Com o resultados das análises do fitoplâncton, foi observado que as algas consideradas como constantes quanto à frequência e ocasionalmente abundantes, foram as que caracterizaram a comunidade amostrada, por estarem presentes na maior parte das amostras e com um relativo número de indivíduos. Essas mesmas algas, em geral, não apresentaram diferenças sazonais drásticas na frequência, tais como o desaparecimento em todos os pontos de coletas durante um certo período, estando presentes ao longo da maior parte do estudo. Entretanto, em sua maioria, essa algas apresentaram diferenças sazonais significativas quanto à abundância de suas populações, nos diferentes pontos, que devem ter ocorrido em função dos fatores já discutidos.

Na análise de agrupamento, essas algas ficaram incluídas no grupo 1, o qual então constituiu a comunidade fitoplanc-tônica característica encontrada no Lago Paranoá.

Outras algas, consideradas comuns quanto à frequência e ocasionalmente abundantes ou não, apresentaram, em geral, uma marcada sazonalidade ou tiveram uma presença maior em certos pontos. As diferenças na ocorrência dessas algas caracterizaram bem tanto a variação sazonal da comunidade fitoplanctônica quanto a heterogeneidade existente entre as comunidades algais dos pontos de coleta. Na análise de agrupamento, estas algas se distribuíram nos grupos de 2 à 7, conforme a variação que apresentaram.

As espécies consideradas raras, quanto à ocorrência nos pontos de estudo, também apresentaram abundâncias relativamente

pequenas. Essas algas ocorreram só nos pontos 1 e 2 ou em apenas dois ou três pontos em um mesmo mês, não demonstrando, aparentemente influência da sazonalidade.

A análise fatorial de correspondência (A.F.C.) explicou, em seus três primeiros eixos, cerca de 58% da variabilidade das espécies do fitoplâncton. Pela análise dos planos fatoriais resultantes da AFC (Fig.42), verificou-se que o eixo I deve estar relacionado a fatores ecológicos responsáveis por uma maior trofia da água, influentes principalmente no ponto 1 e no ponto 2. É interessante de se observar que as espécies se dispuseram em um gradiente em relação a esse eixo: as mais destacadas, com coordenadas mais altas, foram *Lepocinclis spp.* e *Phacus spp.* e, em seguida, *Aphanothece spp.*, *Westella botryoides*, as oscilatórias e *Pseudoanabena articulata*, características do ponto 1 e bem associadas a níveis elevados de poluição orgânica. No outro extremo do grupo, com coordenadas menores e negativas, ficaram *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Nephrocytium schilleri*, *Pediastrum tetras*, *Staurastrum laevae* e *Staurastrum tetracerum*, que apresentaram sua abundância ou sua ocorrência significativamente diminuídas nos pontos 1 e 2. O eixo I seria então, em última análise, referente a um gradiente de hipereutrofia para eutrofia, correspondendo a uma maior carga de nutrientes e um menor pH de um lado e uma menor carga e maior pH de outro. O conjunto desses fatores é que atuou principalmente sobre a distribuição das espécies do fitoplâncton.

A interpretação do eixo II está relacionada a fatores sazonais que atuaram sobre as populações algais, como as mudan-

Ças que ocorreram no ambiente entre a época seca e a chuvosa. As algas que mais contribuíram para a formação desse eixo foram as que ocorreram a partir de agosto e setembro, quando houve a estratificação da coluna d'água. Provavelmente esse fato, juntamente com as condições de nutrientes existentes, é que são os fatores diretamente responsáveis por este eixo. As espécies mais relacionadas com esse eixo obtiveram coordenadas negativas, posicionando-se na parte inferior do plano, como *Ankistrodesmus gracile*, *Cosmarium subprotidum*, *Oocystis lacustris*, *Peridinium inconspicuum*, *Staurodesmus dickiei* e *Ulothrix spp.*, abundantes principalmente na época seca e no início da chuvosa. Pela análise das coordenadas das espécies, observou-se que, do lado positivo do eixo, ficaram as algas que tiveram ocorrência tanto na seca quanto na chuva, como *Cylindrospermopsis raciborskii*, a qual, entretanto, foi pouco relacionada com esse eixo fatorial.

O eixo III deve estar relacionado a fatores ecológicos mais específicos, que atuaram sobre a comunidade fitoplanctônica especialmente nos meses de maio e junho, início da seca e no decorrer desse período. O fato mais marcante ocorrido nessa época foi a circulação da massa d'água, que ocasionou alteração do balanço de nutrientes e dos valores de pH. A alga mais relacionada a esse eixo, *Merismopedia tenuissima*, apresentou altas densidades no início da homogenização e obteve coordenadas negativas, assim como *Coelastrum reticulatum* e *Monoraphidium setiforme*, presentes nas amostras principalmente no início do período seco. Por outro lado, espécies como *Aphanothece spp.*, *Cosmarium subprotidum*, *Lepocinclis sp.* e *Phacus spp.*, apresentaram-se com

coordenadas positivas, tendo tido maior frequência ou abundância no período seco após a circulação .

A atuação dos fatores demonstrados pelos três eixos fatoriais da A.F.C. também pode ser observada com os resultados da análise de agrupamento das amostras do fitoplâncton (tab.9). A classificação das amostras, feita em função da análise de semelhança entre a composição de espécies presentes, evidenciou que a existência de um maior grau de trofia nos pontos 1 e 2 (e às vezes também no ponto 3), diferenciou a comunidade algal desses pontos das dos demais. Por outro lado, a acentuação da trofia, ocorrida na época seca, juntamente com a circulação do perfil, contribuíram para a diferenciação da composição das amostras a partir de junho/julho. Com a estratificação em setembro, nova diferenciação na composição de amostras ocorreu.

No início do período chuvoso, principalmente a partir de dezembro, a comunidade volta a ter uma composição de espécies semelhante a que apresentava antes do início de período seco, ou seja, na época chuvosa anterior. Tal comunidade é constituída, principalmente, por táxons incluídos no grupo 1 da análise de agrupamento das espécies.

4.2.3. Zooplâncton

Os organismos aquáticos se distribuem em associações nas quais as relações de contigüidade e/ou competição são inerentes às exigências ou preferências comuns relativas a fatores ambientais. As comunidades resultantes somam-se e integram-se a outros componentes biocenóticos, constituindo redes tróficas e de ciclagem de nutrientes (Verneux *in* Pesson, 1979).

A composição e a estrutura das comunidades zooplanctônicas são o produto do crescimento, reprodução, competição, pressão de predação, aliado à existência de condições físico-químicas e disponibilidade alimentar no meio para o exercício e manutenção de suas atividades. Com isso, suas populações têm valor potencial como indicadoras de mudanças das condições trófico-dinâmicas do ecossistema aquático (Blancher, 1984; De Bernardi, 1984).

No Lago Paranoá, os primeiros estudos referentes ao plâncton, realizados em 1965 e 1968 por Oliveira & Krau (1970), verificaram a presença de grandes cladóceros como *Daphnia* e *Ceriodaphnia* e pequenos como *Bosmina*, de copépodos calanóides e cicloptídes e de rotíferos dos gêneros *Polyarthra*, *Conochiloides*, *Lecane* e *Pedalia* (*Hexarthra*).

O estudo subsequente abordando o zooplâncton do lago, foi feito após mais de uma década, por Freitas (1983), especificamente com os microcrustáceos existentes em um ponto da parte norte do reservatório: os cladóceros *Bosmina longirostris*, *Bosmina hagmani*, *Diaphanosoma birgei* (considerado então *D. brachyu-*

rum) e o copepodo *Thermocyclops decipiens*.

Pesquisas posteriores, incluindo zooplâncton, realizadas também em pontos da parte norte do reservatório (Pinto-Coelho, 1983; Giani, 1984; Starling, 1989), constataram que a comunidade zooplanctônica do reservatório apresentava, de uma maneira geral, uma elevada abundância relativa do microzooplâncton, característica de lagos eutrofizados.

Conforme o discutido por estes autores supracitados, o desaparecimento de copépodos calanóides, pelo menos na parte norte do lago, poderia estar relacionado com a gradual substituição destes organismos por ciclopóides, o que normalmente ocorre com o aumento significativo da trofia em ambientes tropicais e também pela predação por peixes introduzidos no reservatório.

O presente estudo foi o primeiro, após o de Oliveira & Krau (1970), a pesquisar a comunidade zooplanctônica nas diferentes regiões do Lago Paranoá. Entretanto, as espécies de microcrustáceos encontradas foram apenas as mesmas quatro identificadas por Freitas (1983). Já o grupo de rotíferos, com 32 espécies, apresentou uma maior riqueza do que nos trabalhos anteriores (Pinto-Coelho, 1983; Giani, 1984), nos quais foram identificados 16 táxons, tendo sido 7 à nível específico.

Salienta-se, que das 36 espécies zooplanctônicas encontradas, apenas 3 possuíram dimensões acima de 500 μm (*Thermocyclops decipiens*, *Diaphanosoma birgei* e *Asplanchna girodi*), o que caracteriza a comunidade como constituída principalmente por zooplâncton de pequeno porte.

Pode ser sugerido então, que os mesmos fatores apontados por trabalhos anteriores como responsáveis pelo desaparecimento de copépodos calanóides, devem ter atuado para o desenvolvimento e a manutenção das características da comunidade zooplantônica encontrada.

Freqüentemente, tem sido notado, que "bloom" de cianofíceas filamentosas são associados com mudanças na composição do zooplâncton. Essas alterações incluem principalmente o desaparecimento de grandes cladóceros e o aumento na importância de pequenos cladóceros, copépodos e rotíferos (Gliwicz, 1977; Orcutt & Pace, 1984; Schoenberg & Carlson, 1984).

Os fatores apontados para o decréscimo dos microcrustáceos de dimensões maiores são a obstrução das cerdas filtrantes pelos filamentos das cianofíceas, com conseqüente decréscimo da taxa de alimentação, e a redução da disponibilidade de alimentos, já que as cianofíceas são menos palatáveis, digestivas, sendo até mesmo tóxicas a certas espécies do zooplâncton (Infante & Riehl, 1984; Fulton & Paerl, 1987, 1988). Como conseqüência ainda, grande parte da biomassa fitoplanctônica produzida no ecossistema, fica acumulada, inacessível ao zooplâncton, pois as cianofíceas maiores só podem ser utilizadas pelos organismos zooplantônicos após a sua destruição parcial, como detrito, ou como célula bacteriana (Gliwicz, 1969, 1977).

De acordo com Pejler (1965, 1983; Porter, 1977; Pace, 1986), os componentes do zooplâncton de lagos mais eutróficos são principalmente os consumidores altamente eficientes de alimento particulado, detritos e bactérias e os raptorais.

Sob outro aspecto, o zooplanton apresenta-se em posição intermediária na rede alimentar, entre o fitoplâncton, bactérias e detritos de um lado e consumidores de grande porte de outro. Várias pesquisas têm demonstrado que peixes planctófagos podem causar efeitos drásticos na comunidade zooplanctônica, com a redução ou mesmo a eliminação de espécies maiores e o favorecimento de menores por exclusão competitiva (Swar & Fernando, 1980; Pace, 1986; Bohrer *et al.*, 1988). O zooplâncton pequeno, por sua vez, normalmente não exerce pressão de predação sobre grandes cianofíceas, permitindo o seu "bloom" (Dodson *et al.*, 1976; Carpenter *et al.*, 1985), e até mesmo podendo favorecê-lo, pela herbivoria sobre algas menores, competidoras e pela reciclagem de nutrientes.

No presente estudo, a abundância total do zooplâncton foi variável entre os pontos de coleta e também heterogênea em cada local ao longo dos meses de amostragem (Fig.36). Como as oscilações no número de organismos refletiram as variações dos diversos grupos da comunidade zooplantônica, para uma melhor análise, tais flutuações serão discutidas separadamente para cada grupo.

Antes porém, deve ser salientado que, em estudos quantitativos de zooplâncton, os padrões de variação anual e sazonal da abundância das populações são frequentemente confundidos com flutuações de curta duração.

No Lago Paranoá, em um ponto da parte norte, Pinto-Coeelho (1983) constatou que rotíferos e cladóceros apresentaram flutuações de curta duração em suas abundâncias que igualaram,

ou mesmo superaram, aquelas observadas em relação ao ano de estudos.

De acordo com Twombly (1983), a interpretação da dinâmica do zooplâncton em lagos tropicais pode ser complicada pela alta taxa de reprodução e pelo curto tempo de geração dos organismos zooplantônicos, que podem responder então mais rapidamente às variações irregulares do ambiente.

Devido a possibilidade de rápidos desenvolvimentos de certas populações, em períodos inferiores a uma semana, coletas mensais, como as realizadas por este estudo, não são suficientes para que se obtenha um quadro realístico das dinâmicas populacionais das espécies zooplanctônicas. Segundo Berner-Fankhauser (1987), amostragens de zooplâncton com intervalos de um mês servem apenas para se conhecer a tendência geral do desenvolvimento das populações ao longo do ano.

O grupo dos rotíferos, além de ter contribuído com o maior número de espécies em todas as amostras analisadas, teve uma participação expressiva na contagem total do zooplâncton. A riqueza de espécies constatada (32) é comparável com a encontrada por Tonolli (1962 *apud* Green, 1972) no Lago Maggiore (33), Itália, ficando contudo, abaixo do observado por Rolla *et al.* (1990) no reservatório de Volta Grande (42), Minas Gerais/São Paulo, por Koste (1989) no Lago Macaco (48), Amazonas, e bem inferior ao constatado por Hardy *et al.* (1984) no Lago Camaleão (175), Amazonas.

Em vários ambientes, os rotíferos têm sido encontrados dominando numericamente o zooplâncton, embora na maioria das vê-

zes não sejam tão importantes, em termos de biomassa, quanto os microcrustáceos (Nauwerk, 1963,1978). No entanto, como eles apresentam em geral, uma taxa de reprodução maior do que a desses últimos e também um tempo de geração mais curto, desempenham papel relevante na produção secundária planctônica, podendo inclusive ser os responsáveis por grande parte da ciclagem de nutrientes e energia no meio aquático (Orcutt & Pace, 1984; Herzig, 1937).

Matsumura-Tundisi & Tundisi (1976) encontraram dominância desse grupo no zooplâncton total, durante um ano, na Represa do Lobo, São Paulo, ambiente com características oligotróficas. Pesquisas de Arcifa *et al.* (1981), Sendacz *et al.* (1985), Esteves & Sendacz (1988) e de Rolla *et al.* (1990) em represas do sudeste e sul do Brasil, muitas das quais submetidas a eutrofização artificial, constataram a dominância de rotíferos na maior parte dos reservatórios.

Segundo Miracle (1974), a abundância desse grupo, no qual a maioria dos componentes alimenta-se de pequenas partículas, é um bom exemplo da intrigante ocorrência simultânea de espécies relacionadas, em uma mesma área, utilizando o mesmo "pool" de recursos.

Como no Lago Paranoá, embora com a dominância maciça de *Cylindrospermopsis raciborskii*, foram encontradas, em média, de 10 a 12 espécies de rotíferos por amostra analisada, evidenciou-se a necessidade de se discutir os prováveis fatores que ocasionaram a manutenção da riqueza desse grupo dentro da comunidade zooplanctônica.

O sucesso da co-ocorrência de diversos táxons de rotíferos, em um mesmo ambiente, parece estar relacionado fundamentalmente a aspectos do modo de obtenção de alimentos por diferentes espécies desse grupo.

De acordo com Pourriot (1977), a dieta dos rotíferos demonstra ser extremamente variada, havendo uma relativa amplitude de alimentos aceitáveis por cada espécie. Os rotíferos podem ser divididos em microfagos e macrófagos, conforme a dimensão das partículas que ingerem, sendo a especificidade de tamanho dependente de características morfológicas da coroa de cílios, mástax e boca. A aceitabilidade das partículas alimentares está relacionada tanto com essa adequação de tamanho, quanto com as características fisiológicas de cada espécie. Segundo Pourriot (1977), é possível discriminar organismos bacteriófagos, triptófagos, fitófagos e predadores.

As diferenças entre a dieta das espécies demonstra claramente a existência de uma divisão na exploração de recursos, permitindo evitar, até certo ponto, competição por alimento (Bogdan *et al.*, 1980; Starkweather, 1980; Salt, 1987).

Conforme as observações de Dumont (1977), o maior número de táxons em amostras de ambientes eutróficos, deve ser em função do aumento na variedade de tamanho das partículas alimentares disponíveis, o que permite a presença de organismos com especializações de acordo com as dimensões do alimento.

A participação de diferentes rotíferos na comunidade zooplânctônica do Lago Paranoá, mais uma vez evidencia a capacidade desses organismos em ocupar vários nichos, mesmo dentro de

um sistema com condições bem eutróficas. Nas amostras analisadas, entre as espécies que foram constantes e ocasionalmente abundantes, foram encontrados táxons que exploram variados recursos alimentares existentes no lago, como será discutido a seguir.

O gênero mais abundante foi *Brachionus* (Tab.7), que possui vários representantes frequentemente encontrados em águas alcalinas (Nogrady, 1982; Kuczynski, 1987). A espécie que esteve mais presente nas contagens foi *Brachionus calyciflorus*, conhecida por sua ampla tolerância a variações de alcalinidade, oxigênio dissolvido e que é indicadora de eutrofia (Ruttner-Kolisko, 1974). *Brachionus calyciflorus* também é considerado um ativo consumidor de algas, principalmente Chlorococcales e Volvocales, detritos e bactérias (Pourriot, 1977; Starkweather *et al.*, 1979; Pejler, 1983), possuindo portanto um amplo potencial alimentar. Esta espécie ocorre comumente em lagoas de estabilização, onde atua como um eficiente consumidor de algas, bactérias e detritos com agregados bacterianos (Starkweather, *et al.*, 1979; Seaman *et al.*, 1986).

Com frequência, "blooms" de cianofíceas dominados por *Microcystis aeruginosa* têm estado associados a elevadas densidades de *B. calyciflorus*. Segundo Starkweather & Kellar (1987) e Fulton & Paerl (1987, 1988), este táxon é um dos poucos componentes do zooplâncton que consome quantidades substanciais de colônias de *Microcystis aeruginosa*, utilizando-as como fonte de alimento e sendo tolerante às suas toxinas.

Apesar de no presente estudo não ter sido feito uma

análise para verificar a associação direta entre as espécies do fitoplâncton e do zooplâncton, observou-se que geralmente, em amostras com maiores concentrações de *Microcystis*, *B. calyciflorus* também esteve em abundância.

Deve ser salientado que, *Brachionus calyciflorus*, devido as suas dimensões e características (alta taxa de reprodução, amplo espectro alimentar, ocorrência em todos os pontos de coletas), serve como importante recurso alimentar para outros componentes predadores do zooplâncton e para peixes planctófagos do Lago Paranoá.

Uma evidência neste sentido foi a observação de espécimes de *B. calyciflorus* apresentando espinhos laterais posteriores bem desenvolvidos (Fig.113b). O valor adaptativo de longos espinhos posteriores já foi bem esclarecido (Gilbert, 1966, 1967 apud Bogdan & Gilbert, 1982) como sendo uma proteção à predação específica por rotíferos do gênero *Asplanchna*. Inclusive, no presente estudo notou-se que tal polimorfismo só foi verificado em amostras de locais em que concomitantemente ocorria a espécie *Asplanchna girodi*.

Outra evidência do consumo de *Brachionus* foi dada por Grando (1989) que, estudando aspectos alimentares de espécies ícticas do Lago Paranoá, constatou a presença deste táxon, no conteúdo estomacal tanto de peixes de hábito alimentar filtrador como nos de carnívoros.

A segunda espécie de rotífero mais abundante no presente estudo foi *Brachionus angularis*, de comum ocorrência com *B. calyciflorus* em águas alcalinas. Esta possível associação de tá-

xons de um mesmo gênero foi explicada por Gilbert (1963) como sendo resultado do aproveitamento de alimentos de tamanhos diferentes.

Nas regiões temperadas, *Brachionus angularis* é considerado um indicador de eutrofia sendo de ampla ocorrência também em águas eutróficas tropicais (Arora, 1966; Sládecek, 1983). Bactérias e detritos são itens importantes de sua dieta, a qual pode incluir pequenas Chlorococcales e Volvocales (Pourriot, 1977; Pejler, 1983).

Dor *et al.* (1987), em estudos limnológicos no reservatório hipereutrófico de Na'an, Israel, que apresentava altas concentrações de matéria orgânica e bactérias, encontraram *Brachionus angularis* juntamente com *Brachionus calyciflorus*, dominando a comunidade zooplanctônica. Segundo estes autores, estas espécies atuaram de maneira significativa na redução do número de bactérias e de clorofíceas.

No presente estudo, outras espécies constantemente encontradas foram: *Polyarthra vulgaris*, que tem hábito alimentar raptorial, consumindo basicamente *Cryptomonas*; *Conochilus unicornis*, microfago, se alimentando de partículas de até 12 μ m, principalmente bactérias e detritos; *Keratella spp.*, consumidoras de detritos, clorofíceas, crisofíceas, criptofíceas e bactérias; *Solotheca ornata* que tem preferência por *Cryptomonas* e *Peridinium*; *Trichocerca similis*, sugador do conteúdo de células algais; *Trichocerca capucina*, que suga o conteúdo de ovos de outros rotíferos; *Synchaeta pectinata*, predador principalmente de criptofíceas; *Anuraeopsis fissa*, microfago, que consome pequenas

partículas, incluindo algas, bactérias e detritos e *Filinia* spp., consumidoras de detritos, bactérias, Chlorococcales e outras algas em decomposição (Dumont, 1977; Elliot, 1977; Pourriot, 1977; Ruttner-Kolisko, 1974; Stakweather, 1980; Pejler, 1983; Orcutt & Pace, 1984; Stewart & George, 1987).

A única espécie predadora carnívora encontrada foi *Asplanchna girodi*, conhecida por capturar e consumir principalmente *Synchaeta pectinata*, *Brachionus calyciflorus*, *Keratella cochlearis*, *Conochilus unicornis*, *Conochilus dossuarius*, *Polyarthra vulgaris* e também *Peridinium* (Dumont, 1977; Salt, 1987), todos presentes no Lago Paranoá. Ressalta-se que, nas análises ao microscópio do presente estudo, foi possível observar no estômago de *Asplanchna girodi*, filamentos de *Oscillatoria mougeotii*, colônias de *Microcystis*, *Coelastrum* além de outros rotíferos como *Brachionus angularis*, *Cephalodella* e *Keratella americana*.

Com o exposto acima, constata-se que as várias espécies de rotíferos que constituíram o zooplâncton do Lago Paranoá, foram principalmente consumidoras de nanoplâncton, detritos e bactérias, segundo a bibliografia. Pode-se sugerir então, que as populações de rotíferos do lago, além de atuarem diretamente na regulação de algas clorofíceas, tais como as Chlorococcales, e especialmente de criptofíceas, devem contribuir substancialmente no processo de estabilização da carga orgânica aportada ao reservatório.

Ao longo do período de amostragens, a abundância de rotíferos apresentou oscilações apreciáveis (Fig.37). Na maior parte dos pontos de coleta foi observado que tais flutuações fo-

ram frequentemente causadas pelo aumento populacional de uma única espécie.

De uma maneira geral, os rotíferos planctônicos podem apresentar caracteristicamente altas populacionais repentinas, em função do aumento do número de indivíduos de uma só espécie (George, 1965; Margalef, 1983; Blancher, 1984). Muitos táxons desse grupo, considerados oportunistas, possuem uma elevada taxa de reprodução, podendo reagir rapidamente a mudanças nas condições de alimento, desenvolvendo grandes populações transitórias, o que pode ser vantajoso na exploração de novos recursos (Walz, 1987).

Vários autores têm relatado máximos populacionais de rotíferos associados com uma maior disponibilidade de nanofitoplâncton, como *Cryptomonas*, *Trachelomonas*, *Chlorella* e *Scenedesmus* (Radwan; 1980; Herzig, 1987).

No presente estudo, observou-se três tendências na abundância dos rotíferos. Nos pontos 1 e 2, ocorreram maiores densidades na época seca, nos pontos 5 e 6, na época chuvosa e nos pontos 3, 4 e 7, apesar das concentrações mais elevadas durante as chuvas, também verificaram-se altas densidades na seca.

A tendência de elevados números de organismos, durante o período seco, pode ser explicada pela existência de uma maior disponibilidade e variedade de alimentos nessa época. Principalmente nos pontos 1, 2, 3 e 4, como o discutido anteriormente para o fitoplâncton, houve um aumento da abundância das clorofíceas e pirrofíceas, algas altamente consumíveis pelos rotíferos. Em adição, também na seca, ocorreram maiores concentrações de

bactérias heterotróficas, outra fonte de alimento.

Pesquisas anteriores realizadas por Pinto-Coelho (1983) e Giani (1984), também evidenciaram aumento das densidades de rotíferos na época seca.

No período chuvoso a elevação da abundância deste grupo ocorreu principalmente a partir de janeiro, mês em que não houve aumento substancial nas populações algais (à exceção de *Cylindrospermopsis raciborskii*) e nem das contagens bacterianas, demonstrando que outros fatores devem ter influenciado as densidades de rotíferos.

Como já mencionado, os componentes do plâncton são sensores muito precisos de variações ambientais, podendo, especialmente as populações de rotíferos, se desenvolverem rapidamente em função de alterações das condições do meio aquático.

No mês de janeiro, em todos os pontos, foram registrados altos valores de saturação de oxigênio e uma menor transparência, conseqüentes da alta biomassa de *Cylindrospermopsis raciborskii*, que atingiu concentrações em geral acima de 40.000.000 de tricomas por litro.

A situação de estratificação existente, altamente favorável a *Cylindrospermopsis*, também deve ter sido propícia à comunidade zooplanctônica que normalmente se beneficia da presença maciça de cianofíceas no meio aquático.

De acordo com Dumont (1977), "blooms" de cianofíceas têm propriedades gerais e específicas de interesse para o zooplâncton. Uma das propriedades gerais é que reduz a penetração de luz, sombreando o meio aquático. Uma das específicas, é a

constituição de um substrato em suspensão que pode ser utilizado por nadadores menos eficientes, ocorrendo a possibilidade então de espécies de litoral invadirem a zona limnética.

Carlin (1943 *apud* Ruttner-Kolisko, 1974), obteve uma correlação significativa entre a ocorrência no plâncton de oscilatórias e outras cianofíceas com a do rotífero *Euchlanis dilatata*, normalmente uma espécie perifítica que se alimenta de diatomáceas, desmídeas e detritos. No presente estudo, *Euchlanis dilatata*, embora tendo tido ocorrência rara, também foi verificado participando do zooplâncton.

Por outro lado, ainda segundo Dumont (1977) no interior do "bloom" de cianofíceas existem decompositores ativos atuando sobre células mortas, havendo uma contínua produção de pequenas partículas. Esse material corresponde à uma fonte autógena de detritos que, juntamente com as substâncias produzidas e excretadas pelas cianofíceas, podem constituir alimento nutritivo para espécies filtradoras micrófagas (Nauwerck, 1963).

Destaca-se que as duas espécies de rotíferos que apresentaram maiores altas populacionais entre janeiro e março de 89, *Keratella americana* e *Hexarthra intermedia braziliensis*, são provavelmente grandes consumidoras de detritos. Embora não se tenha encontrado na literatura referência em especial ao hábito alimentar destas espécies, algumas outras do gênero *Hexarthra* alimentam-se de detritos e bactérias, *Keratella spp.* consome nanoplâncton e detritos (Pourriot, 1977) e *Keratella cochlearis* se nutre preferencialmente de detritos ou complexos de detritos e bactérias (Starkweather, 1980).

As maiores densidades de rotíferos verificadas nos pontos 1 e 2, podem ser explicadas como as verificadas na época seca: pela existência de uma maior variedade e disponibilidade de alimento. Como já observado, as concentrações de bactérias heterotróficas e coliformes totais foram substancialmente mais elevados nesses pontos, assim como a diversidade e abundância de algas (com exceção da *Cylindrospermopsis raciborskii*). Uma das espécies características destes pontos foi *Rotaria rotatoria*, frequente em ambientes hipereutróficos com altas concentrações de bactérias e em locais onde ocorra intensa decomposição de matéria orgânica (Arora, 1966; Sládecek, 1983). No Lago Camaleão, na Amazônia, Koste & Robertson (1983) encontraram esta espécie associada a locais onde havia decomposição ativa da vegetação terrestre inundada.

A maior oferta alimentar constatada nos pontos 1 e 2, com conseqüente elevação da abundância de organismos planctônicos, é que deve ter possibilitado a presença, em certas épocas, dos rotíferos predadores *Synchaeta pectinata* e *Asplanchna girodi*, ambos com ocorrência predominante nesses locais. Esta última espécie, de acordo com Gilbert (1980), responde funcional e numericamente às densidade de suas presas, mas, segundo Snell (1980), pode ser inibida por florações de cianofíceas, sofrendo com os efeitos das substâncias produzidas por essas algas.

Foi notado também, que alguns generos de pequena ocorrência presentes predominantemente no ponto 1, como *Lepadella*, *Colurella*, *Lecane* e *Cephalodella*, são característicos de litoral ou perifiton, podendo, segundo Koste & Shiel (1987), algumas

vezes aparecer no plâncton. Infere-se então a possibilidade de alguns táxons de presença rara, terem ocorrido apenas nesse local devido ao aporte pelo tributário Riacho Fundo.

Salienta-se ainda que, apesar da abundância alimentar, foi observado uma menor ocorrência de certas espécies no ponto 1. Embora os estudos relacionando rotíferos planctônicos e nível trófico sejam bastante raros em lagos tropicais (Esteves, 1988), nas regiões temperadas, muitos trabalhos têm apontado esse grupo de organismos como indicador potencial da qualidade da água (De Ridder, 1968; Radwan, 1976; Sharma *et al.*, 1978; Pejler, 1983; Sládecek, 1983; Berzins & Pejler, 1987; Kuczynski, 1987).

Observou-se que alguns táxons com uma menor frequência relativa no ponto 1, como *Anuraeopsis fissa*, *Collotheca mutabilis*, *Conochilus unicornis*, *Trichocerca similis*, *Trichocerca capucina* e *Trichocerca pusilla*, foram consideradas por Sládecek (1983) como indicadoras de oligotrofia em lagos temperados. Por outro lado, algumas espécies de ocorrência e/ou abundância maior no ponto 1, como *Brachionus angularis*, *Brachionus calyciflorus*, *Rotaria rotatoria*, *Filinia longiseta* foram consideradas pelo mesmo autor como indicadoras de eutrofia. Tais constatações levam a crer que estudos mais aprofundados a respeito da tolerância e sensibilidade de certas espécies de rotíferos a diferentes condições tróficas, em lagos tropicais, deverão evidenciar interessantes associações entre determinados táxons e a qualidade da água.

O grupo dos rotíferos se correlacionou positivamente, de modo significativo ($P=0.05$), com o amônio, ortofosfato, fosfa-

to total, condutividade, alcalinidade, carbono inorgânico, bactérias heterotróficas, coliformes totais, pirrofíceas + euglenofíceas e clorofíceas, as quais estiveram em maior concentração nos locais ou épocas com um aporte de nutrientes mais intenso e conseqüentemente com maior abundância de alimento para esse grupo.

Os rotíferos correlacionaram-se negativamente, de forma significativa ($P=0.05$), com a diversidade do zooplâncton, demonstrando que onde houve elevação da abundância, foi em locais mais eutróficos e com um menor número de espécies presentes. A correlação inversa, significativa, com *Cylindrospermopsis raciborskii*, refletiu também a maior concentração dos rotíferos em locais com mais nutrientes e menor domínio dessa cianofíceas.

Nos ecossistemas continentais, o grupo dos cladóceros, assim como a maior parte dos rotíferos, ocupa o nicho ecológico dos pequenos filtradores (Margalef, 1983). Como já discutido, a proliferação maciça de *Cylindrospermopsis raciborskii* deve ter atuado desfavorecendo a presença de grandes cladóceros no Lago Parancá, sendo que no presente estudo, foram encontrados apenas espécies menores, duas *Bosminas* e uma do gênero *Diaphanosoma*.

Vale ressaltar que os tricomas de cianofíceas, além de provavelmente obstruírem as cerdas filtrantes de espécies como *Daphnia*, também podem ocasionar um movimento para a rejeição desses filamentos, contribuindo assim para o desgaste de energia desses animais (Infante & Riehl, 1984; Fulton & Paerl, 1987, 1988).

Esses efeitos parecem ser predominantes sobre os gran-

des cladóceros, o que proporciona a curto prazo a deterioração de suas populações em ambientes dominados por cianofitas filamentosas. Os pequenos cladóceros, todavia, aparentemente sofrem menos interferência dessa problemática.

Alguns bosminídeos, como a *Bosmina longirostris*, têm sido considerados bons indicadores de eutrofia em regiões temperadas e tropicais (Swar & Fernando, 1980; Blancher, 1984; Pace, 1986).

Conforme as observações de DeMott & Kerfoot (1982), *Bosmina* demonstra uma boa flexibilidade alimentar, possuindo dois mecanismos para a captação de partículas: raptorial, com pares de patas anteriores, e filtração fina, com pares de patas posteriores. Segundo estes autores, esses mecanismos permitem o animal processar em parte o alimento encontrado na corrente alimentar, selecionando e evitando desgaste de energia pela rejeição de partículas indesejáveis. De acordo com Zaret & Kerfoot (1978), o comportamento alimentar de *Bosmina* é diferente do padrão existente entre outros cladóceros e possibilita a exploração dos recursos nutritivos mais como um raptorial do que como um coletor passivo.

O cladóceros mais frequentemente encontrado neste estudo, *Bosmina longirostris*, alimenta-se, por filtração, de partículas de até 14,3 μm (Burns, 1968 *apud* Pinto-Coelho, 1983), preferencialmente nanofitoplâncton vivo (Starkweather, 1980). Este táxon, normalmente um habitante da região litoral, se torna abundante no habitat limnético quando espécies competidoras maiores são reduzidas ou eliminadas por fatores diferentes do da

diminuição da disponibilidade de alimento (Swar & Fernando, 1980). O evento da substituição de outras espécies de cladóceros por *Bosmina longirostris*, já foi constatado, em vários estudos, como sendo causado principalmente por eutrofização ou por pressão de predação (Gannon & Stemberger, 1978; Swar & Fernando, 1980).

Populações de *B. longirostris* também têm sido associadas com "bloom" de *Microcystis aeruginosa*. Segundo Fulton & Pauerl (1988), esta espécie pode consumir *Microcystis* e aparentemente tem tolerância às suas eventuais toxinas.

O outro bosminídeo presente no Lago Paranoá, *Bosmina hagmani*, tem sido encontrado em situações menos eutróficas do que a *Bosmina longirostris* (ElMoor-Loureiro, 1984, 1988). Apesar de poucos trabalhos se referirem a *B. hagmani*, esta espécie foi encontrada em lagos de baixa condutividade em Mato Grosso por Green (1972) e na Represa de Curuá-Una, no Pará, por Robertson (1980 apud Freitas, 1983).

As espécies do gênero *Diaphanosoma*, ao qual pertence *Diaphanosoma birgei*, cladóceros também observado no Lago Paranoá, são consideradas herbívoras especialistas em nanoplâncton, consumindo principalmente clorofíceas e criptofíceas (Blancher, 1984).

Alguns táxons de *Diaphanosoma* têm sido relacionados a condições de eutrofia em lagos tropicais e temperados, embora também tenha-se observado o desaparecimento de certos *Diaphanosomas* durante o aumento de grau de trofia (Zankai & Panyi, 1986).

As condições existentes no plâncton do Lago Paranoá, com dominância de uma cianofícea, não devem ser inibitórias a *Diaphanosoma birgei*. Zánkai & Panyi (1986), estudando a comunidade de microcrustáceos planctônicos do Lago Balaton, Hungria, constataram que esta espécie não foi influenciada por "blooms" de *Cylindrospermopsis raciborskii*. Segundo Gliwicz (1977), proliferações maciças de cianofíceas filamentosas não afetam tanto *Diaphanosoma* devido à sua estreita abertura da carapaça, que proporciona uma pré-seleção de alimento, impedindo a obstrução por partículas maiores.

No Lago Valencia, Venezuela, a ocorrência periódica de "bloom" de *Microcystis aeruginosa* não foram prejudiciais a *Diaphanosoma brachyurum* (Infante & Reihl, 1984), o que também pode acontecer para *D. birgei*. De acordo com Fulton & Paerl (1987, 1988), *D. brachyurum* consome pouco *Microcystis* na forma colonial, não sendo afetado por suas substâncias inibidoras e ao mesmo tempo não tem afetada a sua taxa de filtração sobre outras algas.

No presente estudo, na maior parte dos pontos de coleta, a abundância dos cladóceros foi maior na época seca e no início da chuvosa (Fig.38), exceto no ponto 1, onde foi mais elevada durante o período chuvoso.

Aparentemente as populações de cladóceros tiveram altas em função da maior disponibilidade de nanofitoplâncton, que ocorreu na seca e que diminuiu no decorrer da estação de chuvas.

No Lago Paranoá, Freitas (1983), Pinto-Coeelho (1983) e Giani (1984) encontraram padrão similar de variação sazonal para

esse grupo de microcrustáceos.

Na Laguna dos Patos, Bohrer *et al.* (1988), observando as variações temporais de cladóceros, verificaram que o padrão de flutuação sazonal foi regulado pela temperatura e pelo suprimento alimentar, havendo uma correspondência entre dados de clorofila e as populações dos animais.

Segundo Klaveness (*in* Sandgreen, 1986), as criptofíceas, além de estarem associadas significativamente com a produção de rotíferos, são também importante fonte alimentar para cladóceros.

Contudo, vale destacar que, apesar da maior disponibilidade de nanofitoplâncton, em especial criptofíceas, verificada no ponto 1, não se observou uma maior abundância de cladóceros neste local. Inclusive, foi notado que as espécies de *Bosmina* apresentaram uma baixa frequência neste ponto durante a seca.

Embora não se possa isolar o fator responsável pela diminuição das populações dos bosminídeos no ponto 1, foi constatado que o grupo de cladóceros foi o mais sensível às flutuações mais drásticas dos parâmetros físico-químicos, dentro da comunidade zooplânctônica amostrada. Um exemplo disso, foi a inexistência de representantes desse grupo nas amostras de maio, dos pontos 1, 2 e 3, quando evidenciou-se a desestratificação da massa d'água, com conseqüente alteração substancial da qualidade da água desses locais.

Foi verificado ainda, que *Bosmina longirostris* esteve mais presente nas amostras do que *Bosmina hagmani*, o que já havia sido constatado por Freitas (1983), Pinto-Coelho (1983), El-

Moor-Loureiro (1984) e Giani (1984). Como também observado por esses autores, *B. hagmani* ocorreu com maior abundância na época chuvosa, apesar da menor oferta de alimento, o que pode evidenciar uma maior sensibilidade desta espécie às condições acentuadas de eutrofia constatadas na seca.

Os cladóceros, assim como os rotíferos, podem apresentar flutuações de curta duração devido às suas altas taxas de reprodução e tempo de geração relativamente curto (Pinto-Coelho, 1987; Walz, 1987). Tal capacidade é que deve explicar as oscilações nas densidades desse grupo, encontradas pelo presente estudo, entre amostras de um mesmo ponto, de um mês para outro.

O grupo dos cladóceros esteve correlacionado positivamente, de modo significativo, apenas com o nitrato ($P=0.005$) e com as clorofíceas ($P=0.05$). A correlação só com a forma mais oxidada de nitrogênio, evidenciou uma associação significativa desse grupo com ambientes apresentando compostos mais estáveis, sem a influência direta de cargas poluidoras. A relação com as clorofíceas pode apontar essas algas como sendo os constituintes do nanoplâncton preferencialmente consumidos pelos cladóceros.

A única correlação negativa significativa ($P=0.05$) desse grupo foi com a clorofila-a. Tal fato, provavelmente pode ser explicado pela existência de uma correlação inversa entre clorofila-a e clorofíceas, já discutida anteriormente.

De acordo com Starkweather (1980), um dos modos de se tentar estabelecer as atividades de alimentação de grupos do zooplâncton é relacionar, estatisticamente, suas populações com a abundância de determinados grupos ou espécies fitoplanctônicas.

Com relação aos rotíferos e cladóceros, tal procedimento se baseia no fato de que o tamanho da população é frequentemente função de uma maior disponibilidade de algas prontamente utilizadas. Entretanto, segundo o mesmo autor e Klaveness (*in* Sandgren, 1986), esta técnica pode ser ineficiente pelo menos com referência a dois aspectos: em primeiro lugar, o número algal é uma medida estática, podendo não necessariamente refletir a taxa atual de suprimento como alimento. A importância de algas menos abundantes mas que se reproduzem mais rapidamente e subestimada, especialmente se sofrem predação mais intensa. Em segundo, os grupos de zooplâncton podem não selecionar a alga mais abundante, preferindo consumir partículas mais raras ou ao menos consumir alimentos proporcionalmente à sua concentração na coluna d'água. Segundo Lane (1975), a intensidade de herbivoria está mais frequentemente associada com a taxa de renovação de um determinado recurso do que com o seu "standing-crop".

Com isso, observa-se que, apesar das correlações obtidas pelo presente estudo entre os grupos de fitoplâncton e de zooplâncton e dos dados de bibliografia citados, não se pode estabelecer, específica e detalhadamente, a dieta dos componentes da comunidade zooplanctônica do Lago Paranoá sem uma pesquisa mais apurada, inclusive com experimentos de seletividade alimentar.

Os copepodos, juntamente com os cladóceros e rotíferos, são os maiores responsáveis pela produção secundária do plâncton de águas continentais, constituindo parte importante da dieta de peixes jovens e de adultos planctófagos.

No presente estudo, como em trabalhos anteriores no Lago Paranoá (Freitas, 1983; Pinto-Coelho; Giani, 1984; Starling, 1989), identificou-se apenas uma espécie de copépodo, o ciclopóide *Thermocyclops decipiens*, que foi também a de maior tamanho dentro da comunidade zooplanctônica. Comparativamente com a riqueza de copepodos de outros lagos e reservatórios tropicais e subtropicais (Green, 1976; Matsumura-Tundisi & Tundisi, 1976; Twombly, 1983; Hardy *et al.*, 1984), esse número verificado foi extremamente baixo.

De acordo com Hutchinson (1967), *Thermocyclops* é um dos principais gêneros de ciclopóides ocorrente nas regiões tropicais, subtropicais e, durante o verão, nas regiões temperadas. Segundo Reid *et al.* (1988), a espécie *Thermocyclops decipiens*, com frequência, é numericamente dominante entre os microcrustáceos do zooplâncton de represas mesotróficas e eutróficas, podendo servir como espécie indicadora de ambiente com maiores níveis de trofia.

Nos copepodos ciclopóides, os estágios náuplios são filtradores enquanto que os copepoditos e adultos são raptoriais, podendo ser herbívoros ou carnívoros, demonstrando ter uma vasta preferência alimentar (Porter, 1977).

Segundo Esteves & Sendacz (1988), os ciclopóides provavelmente não são desfavorecidos com a eutrofização, por serem predadores e não filtradores, podendo ingerir algas cianofíceas filamentosas ou em colônias, as quais são inadequadas aos outros organismos do zooplâncton.

Vários autores têm constatado que espécies de *Thermocy-*

clops consomem ativamente algas cianofíceas, inclusive *Microcystis aeruginosa* e as filamentosas (Burgis, 1971; Moriarty et al., 1973).

De acordo com Pinto-Coelho (1983) e Giani (1984), *Thermocyclops decipiens* seria a única espécie do zooplâncton do Lago Paranoá potencialmente apta a consumir os tricomas de *Cylindropermopsis raciborskii*.

Apesar da capacidade supracitada ainda não ter sido efetivamente confirmada, no presente estudo, *Thermocyclops decipiens* foi a espécie do zooplâncton que teve maior abundância. Este táxon esteve presente em todas as amostras analisadas, em densidades normalmente acima de 100 organismos por litro (incluindo náuplios, copepoditos e adultos), o que evidencia sua adaptação às condições existentes no lago.

O copepodo *Thermocyclops* apresentou elevada abundância tanto na época seca quanto na chuvosa. Todavia, foi observado um decréscimo em seu número no período inicial dessas duas estações (Fig.39). Em alguns pontos (1, 2 e 3) a diminuição das populações, no mês de maio, pode ser explicada pelo início da circulação da massa d'água. Na maioria dos locais, o decréscimo no início do período chuvoso pode ser explicado pelas alterações ocorridas no meio aquático em função do aporte inicial das águas de chuva.

Como o discutido por Pinto-Coelho (1983), o impacto das chuvas sobre a comunidade zooplanctônica pode ser direto, pelo efeito diluidor nas águas e indireto, pelas modificações que causa na comunidade fitoplanctônica e nas condições físico-quí-

micas da água. Todas essas variações podem atuar sobre as interações competitivas ou de predação existentes entre os diversos componentes do plâncton.

No presente estudo, *Thermocyclops* foi encontrado mais nas formas de náuplios do que nas de copepoditos e adulto, em semelhança ao verificado em trabalhos anteriores (Freitas, 1983; Pinto-Coelho, 1983).

Esses resultados evidenciam que os náuplios desta espécie são parte importante do microzooplâncton filtrador, com ação relevante na dinâmica de pequenas partículas da água do lago.

A abundância de *Thermocyclops decipiens* foi maior no ponto 1, no qual as concentrações dos indivíduos estiveram, em geral, acima de 400 org./l, chegando até a 5.050 org./l. Essa maior abundância neste ponto deve ter sido ocasionada, em parte, pela maior disponibilidade alimentar presente. Entretanto, ao contrário do verificado nos outros pontos, neste local as formas de copepoditos e adulto é que foram as dominantes (Fig.39).

Duas hipóteses podem ser apresentadas para explicar essa diferença constatada. Primeiro, a pressão de predação que ocorre no lago sobre os adultos e copepoditos de *Thermocyclops decipiens*, devido principalmente as dimensões maiores dessas formas em relação aos demais componentes do zooplâncton.

Grando (1989), estudando o estágio da ictiofauna e aspectos alimentares de quatro espécies icticas do Lago Paranoá, encontrou *Thermocyclops decipiens* na maior parte das análises de conteúdo estomacal dos peixes. O "bluegill", numericamente representativo no lago e também estudado por este autor, mostrou

ser um predador visual com hábito alimentar carnívoro, tendo preferência pelo zooplâncton de grande porte, principalmente copepoditos e adultos de *Thermocyclops decipiens*.

Starling (1989), a partir de experimentos de alimentação seletiva de peixes do lago, em aquários, confirmou ser o "bluegill" um predador visual com alta taxa de predação sobre copepoditos e adultos de *Thermocyclops decipiens* e que não consome náuplios desta espécie.

De acordo com Grando (1989), na região mais eutrofizada do lago, as tilápias é que estariam presentes em um número mais expressivo, por serem mais resistentes e terem um amplo espectro alimentar, aproveitando sedimentos, fragmentos de vegetais superiores, organismos planctônicos e insetos.

Com o exposto, pode-se supor que a predação, principalmente por "bluegill" na maior parte no lago é que seria a responsável pelo controle das populações de *Thermocyclops* e pela existência de maiores taxas nauplios/copepoditos+adultos. No entanto, as condições mais eutróficas do ponto 1, inclusive com menores valores de transparência, desfavoreceriam as espécies de peixes predadores visuais, como o "bluegill". Outros peixes mais resistentes, como a tilápia, não exerceriam tanta pressão de predação sobre as populações de *Thermocyclops*, o que explicaria a presença maior de copepoditos e adultos nesse local e, consequentemente, um decréscimo na taxa nauplios/copepoditos+adultos.

Uma segunda hipótese poderia ser a de que, sob as condições extremamente eutróficas existentes no ponto 1, a taxa de reprodução de *Thermocyclops decipiens* seria menor do que nos ou-

tros pontos do lago, havendo, conseqüentemente, uma diminuição da relação nauplios/adultos+copepoditos.

Green (1976), estudando as alterações ocorridas na comunidade zooplanctônica de três lagos africanos, do ano de 1962 para o de 1975, constatou um decréscimo significativo na taxa náuplios/copepoditos+adultos. Segundo este mesmo autor, essa diferença indicou uma queda na taxa de reprodução dos copépodos, a qual pode ter sido causada por três fatores: eutrofização, poluição e/ou predação pelo aumento dos peixes planctófagos.

O grupo dos copépodos foi correlacionado positivamente, de modo significativo ($P=0.05$), com a condutividade, amônio, ortofosfato, fosfato total, alcalinidade total, carbono inorgânico, bactérias heterotróficas, diversidade do fitoplâncton, pirrofíceas+euglenofíceas, clorofíceas e com os rotíferos. Essas correlações evidenciaram a presença mais intensa de *Thermocyclops decipiens* em locais com maior aporte de nutrientes e com mais alimento disponível. Tais relações também demonstram a resistência desta espécie a condições bem eutróficas, diferentemente do que foi observado para os cladóceros.

As correlações negativas, significativas ($P=0.05$), foram com o pH, saturação de oxigênio, diversidade do fitoplâncton e com *Cylindrospermopsis raciborskii*. Como esse grupo de variáveis físico-químicas esteve bem relacionado à cianofícea dominante e às condições existentes na maior parte do lago, sugere-se que, ou *Thermocyclops decipiens* não se associa muito a *Cylindrospermopsis raciborskii* ou que a pressão de predação sobre o copépodo não permitiu a evidenciação de tal associação.

A comunidade zooplanctônica como um todo, teve índices de diversidade que oscilaram entre 0.43 e 1.08 bits/ind., os quais são valores baixos, embora tendo sido maiores do que aqueles apresentados pela comunidade fitoplanctônica. Diferentemente desta, a diversidade do zooplâncton foi menor no ponto 1 e alcançou valores mais elevados na época chuvosa.

Como já discutido anteriormente para o fitoplâncton, comumente em locais ou épocas sujeitos à poluição, as comunidades apresentam uma diversidade menor.

Entretanto, é interessante de se observar que, no ponto 1, onde o zooplâncton teve uma menor diversidade, foi também onde teve uma maior abundância.

Neste local de coleta, o mais poluído, com características muitas vezes hipereutróficas, a elevação no número de organismos de certas espécies, indicou uma tolerância e/ou adaptabilidade às condições existentes, refletida pela utilização eficiente dos recursos alimentares mais abundantes.

Por outro lado, nos outros pontos do lago, caracterizou-se a presença de uma comunidade menos abundante, mais diversificada e que, embora não consumindo diretamente a biomassa algal dominante, deve agir continuamente sobre o nanofitoplâncton presente, detritos, bactérias e outras pequenas partículas do meio.

Com os resultados das análises, verificou-se que as quatro espécies zooplanctônicas mais abundantes, também ocasionalmente dominantes, (*Thermocyclops decipiens*, *Brachionus calyciflorus*, *B. angularis* e *Bosmina longirostris*) apresentaram em

comum maiores densidades ou na seca ou nos pontos 1 e 2.

Os demais organismos zooplanctônicos, também considerados constantes e ocasionalmente abundantes, estiveram, em sua maioria presentes ao longo de todo o estudo. Nestas espécies, tanto a frequência quanto a abundância sofreram variações nos períodos de seca e de chuva. A atuação da sazonalidade foi significativa principalmente sobre as densidades populacionais, o que ficou evidenciado pelos ocasionais aumentos na abundância dessas espécies. Na análise de agrupamento, estas espécies, juntamente com as mais abundantes, formaram os grupos 1 e 2, que por sua vez constituíram a comunidade zooplanctônica característica encontrada no Lago Paranoá.

As espécies consideradas comuns quanto à ocorrência e ocasionalmente abundantes ou não e as classificadas de raras na comunidade zooplanctônica, apresentaram dois comportamentos: uma maior presença em determinados pontos ou associadas a determinadas épocas do ano.

Pela análise dos planos fatoriais resultantes da AFC (Fig.43), observou-se que as espécies que sofreram maior influência do eixo I tiveram dois comportamentos: a) mais frequentes no ponto 1 e 2, tendo coordenadas mais altas, localizando-se assim na extremidade positiva do eixo, b) menor ocorrência no ponto 1 e mais frequentes na época chuvosa, com coordenadas menores e se dispondo na extremidade negativa do eixo.

Com isso, pode-se interpretar que o eixo I deve estar relacionado a fatores ecológicos responsáveis por uma maior troca da água, que foi maior nos pontos 1 e 2 e acentuada no pe-

riodo seco. Como o verificado na AFC do fitoplâncton, esse eixo fatorial correspondeu a um gradiente de hipereutrofia para eutrofia. Pela localização em relação ao eixo, verificou-se que as espécies mais resistentes às maiores condições de trofia foram: *Brachionus angularis*, *Rotaria rotatoria*, *Thermocyclops decipiens*, *Asplanchna girodi* e *Keratella tropica* e as mais sensíveis: *Anuraeopsis fissa*, *Collotheca mutabilis*, *Conochilus unicornis*, *Hexarthra intermedia braziliensis*, *Keratella americana*, *K. cochlearis*, *Lepadella patella*, *Polyarthra vulgaris* e *Trichocerca spp.*.

A interpretação do eixo II está relacionada com a época chuvosa. As duas espécies que mais contribuíram para a construção desse eixo, *Keratella americana* e *Hexarthra intermedia braziliensis*, tiveram ocorrência principalmente a partir de setembro e no período de chuvas. Entretanto, essas mesmas espécies apresentaram coordenadas opostas no eixo, uma se localizando na parte positiva e outra na negativa.

Pode-se inferir então, que o eixo II deve estar vinculado a fatores ecológicos atuantes desde o início da época chuvosa e que, de uma certa maneira, foram alterados no final deste período, entre os meses de janeiro e março de 1989. Nessa época, principalmente no mês de março, além de ter ocorrido diminuição da pluviosidade, ocorreu também uma diminuição do fitoplâncton total, pH e aumento da transparência.

O eixo III se apresentou relacionado com dois meses de períodos distintos: maio, início da seca e mês da desestratificação da massa d'água e dezembro, início da época chuvosa, em

que houve intensa precipitação na semana anterior à coleta. Nessas duas épocas, ocorreram decréscimo de algumas populações do zooplâncton, em decorrência de alterações das condições do meio, como já discutido. No mês de maio, principalmente nos pontos 1, 2 e 3, houve uma diminuição na abundância de espécies que foram relacionadas com esse eixo, tais como *Bosmina longirostris*, *Diaphanosoma birgei* e *Brachionus calyciflorus*. No mês de dezembro houve uma maior abundância dessas espécies e uma diminuição de *Hexarthra intermedia braziliensis*, também relacionada a esse eixo.

4.3. Parâmetros Físico-Químicos e Biológicos

As análises descritivas são essenciais à maioria dos estudos ecológicos, pois através do conhecimento dos diversos integrantes das comunidades, pode-se realizar uma melhor caracterização do ecossistema pesquisado.

As técnicas de agrupamento permitem, em geral, uma eficiente discriminação de associações entre espécies e/ou amostras. Contudo, segundo Herricks & Cairns (1982), o principal objetivo da utilização dessas análises deve ser o de se conhecer as causas atuantes na diferenciação dos grupos observados.

No presente estudo, foi verificado, pela classificação qualitativa das amostras tanto de fitoplâncton e zooplâncton, quanto dos parâmetros físico-químicos e biológicos juntos, a

existência de dois tipos de diferenciação entre os grupos de amostras formados.

A primeira variação foi de ordem espacial, principalmente em relação ao ponto 1, ao longo de todo o período de amostragem, pontos 2 e 3, ocasionalmente, e o restante dos pontos de coleta. Tal diferenciação evidenciou a deterioração da qualidade da água nos primeiros pontos, no sentido da existência de maiores condições de trofia.

A segunda variação das amostras foi temporal, em função dos períodos de seca e chuvas. Como a alteração das amostras ocorreu principalmente a partir de maio, salientou-se a ação da desestratificação do perfil, além da diminuição das águas de diluição, para a acentuação da trofia ocorrida na época seca. Em setembro, a estabilização da coluna d'água também atuou na diferenciação das amostras, assim como a intensa pluviosidade verificada em dezembro. No mês de janeiro, as amostras voltaram a apresentar uma composição de parâmetros físico-químicos e biológicos semelhante à que apresentavam antes da época seca, ou seja, no período chuvoso anterior.

A análise de componentes principais (ACP) como técnica, constituiu-se em um modo simples de ordenar todos os dados obtidos de parâmetros físico-químicos e biológicos, de acordo com as suas diferentes abundâncias e/ou concentrações nos vários pontos e meses de coleta.

Margalef (1972, 1983) evidenciou que a representação de uma série de observações, em um espaço multidimensional, pode ser analisada não só do ponto de vista estatístico ou descritti-

vo, mas também como um sistema dinâmico que pode ser utilizado para verificar as tendências principais na sucessão de espécies dentro de comunidades aquáticas, relativas a variações de fatores ambientais.

Na ACP realizada com os resultados obtidos pelo presente estudo, mais uma vez evidenciou-se a atuação de um gradiente de trofia como responsável por grande parte da variabilidade observada.

O componente I da ACP, correspondeu, como nas análises de fatorial de correspondência das espécies do plâncton, a um eixo de hipereutrofia a eutrofia (Fig.44). Esse componente foi constituído (a nível de $P=0.005$) por valores elevados de amônio, carbono inorgânico, diversidade do fitoplâncton, alcalinidade, fosfato total, pirrofitáceas+euglenofíceas, outras cianofíceas (com exceção da *Cylindrospermopsis raciborskii*), nitrato, e por valores menores de pH, oxigênio dissolvido, diversidade de zooplâncton, temperatura e de *Cylindrospermopsis raciborskii*. Observa-se que a temperatura esteve relacionada inversamente com esse eixo devido ao aumento das condições tróficas ter acontecido na época seca, durante o inverno, com valores menores de temperatura da água.

O primeiro componente, foi o principal responsável pela variabilidade na abundância de *Cylindrospermopsis raciborskii* (70%, com $P=0.005$), das concentrações dos principais nutrientes, nitrogênio e fósforo, e também dos valores de saturação de oxigênio dissolvido e pH.

O segundo componente II da ACP foi relacionado, por um

lado, com as alterações causadas pela desestratificação da massa d'água e, por outro, com o reinício da estratificação. Esse eixo foi formado ($P=0.005$) por valores de $[CO_2]$, outras cianofíceas (com exceção da *Cylindrospermopsis raciborskii*) e carbono inorgânico, que aumentaram substancialmente com o início da circulação, e por valores que foram inversamente correlacionados com essa época e/ou tiveram aumento no início da estratificação, como nitrato, saturação de oxigênio, pH, abundância de cladóceros e de clorofíceas.

Em última análise, o plano constituído pelos dois componentes principais evidenciou a associação da abundância dos grupo de pirrofitáceas+euglenofíceas, outras cianofíceas, rotíferos, copépodos, bactérias heterotróficas e coliformes totais com locais ou épocas de maior trofia e com uma menor qualidade da água. Evidenciou também, a presença de cladóceros e clorofíceas em ambientes com formas mais oxidadas de nitrogênio, relacionadas com maiores teores de oxigênio, pH e diversidade de zooplâncton, existentes nos locais com menores efeitos de poluição. Por outro lado, essas últimas condições citadas tiveram influência direta da cianofícea dominante na maior parte do lago, que por sua vez, relacionou-se inversamente com altos níveis de trofia. O plano fatorial refletiu então, apesar de sua única dimensão dentro do espaço multidimensional, uma parte da dinâmica existente entre a comunidade planctônica e a qualidade da água no Lago Paranoá.

5. CONCLUSÕES

- 1) De uma maneira geral, a coluna d'água nos pontos estudados apresentou-se isotérmica de maio à julho e termicamente estratificada no restante dos meses de estudo, entretanto, durante o período de estratificação ocorreram homogenizações irregulares da massa d'água;
- 2) A desestratificação, observada em maio, ocasionou alteração de parâmetros físico-químicos, tais como a diminuição do pH e da saturação de oxigênio e aumento da $[CO_2]$, que por sua vez, influenciaram diretamente sobre a comunidade planctônica e a qualidade da água do lago;
- 3) Durante a época seca, a existência de uma menor diluição das cargas afluentes de nutrientes proporcionou um aumento da trofia da água, a qual foi acentuada com o início da estratificação da coluna d'água;
- 4) O início da época chuvosa e o aumento de número do fitoplâncton total contribuíram para a redução da trofia observada na seca;
- 5) Entre os parâmetros físico-químicos, o amônio destacou-se pelos elevados valores apresentados e por sua participação na composição do primeiro componente principal da ACP, que explicou,

em grande parte, a variabilidade observada nos dados do presente estudo;

6) Salientou-se mais uma vez, a importância do tributário Riacho Fundo como contribuinte expressivo para o aporte de nitrogênio e fósforo para o lago e também de substanciais concentrações de bactérias;

7) Ao longo de todo o estudo, a comunidade fitoplanctônica, dominada em 84% das amostras analisadas por *Cylindrospermopsis raciborskii*, apresentou 76 táxons, estando 29 presentes em mais de 50% das amostras observadas;

8) As espécies fitoplanctônicas menos frequentes, apresentaram em geral uma marcada sazonalidade ou uma ocorrência maior em determinados pontos de coleta;

9) A dominância de *Cylindrospermopsis raciborskii* observada deve ter sido favorecida por um conjunto de fatores alógenos e autógenos verificados no ambiente aquático, tais como um período prolongado de estratificação na época chuvosa que propiciou a depleção de nutrientes no epilimnio, maiores valores de pH e de temperatura, ausência de pressão de herbivoria pelo zooplâncton e ainda, provavelmente, sua capacidade de migrar na coluna, fixar de nitrogênio e o tempo longo de retenção da massa d'água;

10) Devido a observação pouco frequente de heterocistos em

Cylindrospermopsis raciborskii, constatou-se a pouca influência da fixação de nitrogênio atmosférico por parte desta alga, para o aporte desse nutriente para o ambiente aquático:

11) Excetuando-se *Cylindrospermopsis raciborskii*, as demais algas encontradas apresentaram uma maior abundância e riqueza na época seca e no início da chuvosa e/ou nos pontos com maior influência de aporte de nutrientes:

12) Em termos de abundância das espécies fitoplanctônicas encontradas, foi verificado que em seguida a cianofícea dominante, as algas que mais participaram da composição do plâncton foram: *Cryptomonas* spp., *Merismopedia tenuissima* e *Chlorella vulgaris*;

13) No ambiente planctônico encontrado no Lago Paranoá, com grande domínio de uma cianofícea filamentosa, algas com menores dimensões parecem ter vantagens para se manterem constantemente na comunidade do fitoplâncton, no entanto, certos componentes do nanofitoplâncton, especialmente *Cryptomonas* spp. devem sofrer intensa pressão de herbivoria por parte dos organismos zooplanc-tônicos:

14) Segundo a análise de fatorial de correspondência do fitoplâncton, as algas que se mostraram mais associadas a condições de uma maior trofia da água (hipereutrofia) foram: *Lepocinclis* spp., *Phacus* sp., *Aphanothece* spp., *Westella botryoides*, *Oscillatoria* spp., *Euglena* spp., *Pseudoanabena articulata*, *Peridinium*

volzii e *Trachelomonas volvocinopsis* e as algas relacionadas a uma trofia relativamente menor (eutrofia) foram: *Staurastrum laevae*, *Staurastrum tetracerum*, *Nephrocytium schilleri*, *Pediastrum tetras*, *Monoraphidium griffithii*, *Micractinium bornhemiense*, e *Cylindrospermopsis raciborskii*;

15) A comunidade do zooplâncton amostrada foi constituída principalmente por uma espécie de copépodo ciclopoide e por espécies de cladóceros e de rotíferos de pequeno porte, sendo que vários táxons encontrados são indicadores de eutrofia nas regiões temperadas;

16) Das 37 espécies zooplânctônicas identificadas, 13 foram consideradas constantes na comunidade amostrada, tendo sido verificadas em mais de 50% das amostras analisadas, sendo que as espécies restantes, menos frequentes, apresentaram em geral uma ocorrência maior em determinados pontos ou épocas;

17) As espécies mais abundantes no zooplâncton, *Thermocyclops decipiens*, *Brachionus calyciflorus*, *Brachionus angularis* e *Bosmina longirostris* tiveram em comum um maior número na época seca e/ou nos pontos 1 e 2 de coletas;

18) Conforme a análise de fatorial de correspondência do zooplâncton, as espécies mais relacionadas com níveis maiores de trofia (hipereutrofia) foram: *Brachionus angularis*, *Rotaria rotatoria*, *Thermocyclops decipiens*, *Asplanchna girodi* e *Keratella*

tropica e as espécies relacionadas com níveis menores de trofia foram: *Keratella americana*, *Hexarthra intermedia braziliensis*, *Trichocerca* spp., *Lepadella patella*, *Conochilus unicornis*, *Collotheca mutabilis*, *Keratella cochlearis*, *Horaella thomassoni* e *Anuraeopsis fissa*;

19) Na maior parte dos pontos de coleta com menor aporte de nutrientes, caracterizou-se uma comunidade zooplanctônica pouco abundante mas mais diversificada e que, embora não consumindo diretamente a biomassa algal dominante, deve agir continuamente sobre o nanofitoplâncton presente, detritos, bactérias e outras pequenas partículas do meio;

20) Os representantes de maiores dimensões do zooplâncton, em especial o copépodo *Thermocyclops decipiens*, devem sofrer intensa pressão de predação por peixes planctófagos existentes no lago;

21) Nos pontos de coleta ou épocas que apresentaram maiores condições de trofia e menor qualidade da água, foi verificado um menor domínio de *Cylindrospermopsis raciborskii*, maiores concentrações de bactérias, de outras cianofíceas, de pirrofitáceas+euglenofíceas, maior diversidade do fitoplâncton e abundância de rotíferos e copépodos e uma menor diversidade da comunidade zooplanctônica;

22) A cianofícea dominante, relacionada inversamente com condi-

ções hipereutróficas, foi associada significativamente com os valores de oxigênio dissolvido e pH encontrados;

23) Foram constatados dois tipos de variação na composição do plâncton e nos parâmetros físico-químicos: uma, de ordem espacial, foi verificada entre os pontos 1, 2 e ocasionalmente 3 e os demais pontos de coleta, evidenciando a existência de uma deterioração na qualidade da água nesses primeiros locais e a outra, de ordem temporal, demonstrando a atuação das condições do perfil da coluna d'água e da existência de seca ou chuvas sobre a dinâmica dos nutrientes e das espécies planctônicas;

24) Pela análise de componentes principais, incluindo todas as variáveis analisadas, o gradiente de trofia, sobre o qual atuou fatores de ordem espacial e temporal, foi o principal responsável pela variabilidade observada nos dados;

25) A análise multivariada com a utilização das técnicas de agrupamento e ordenação mostrou-se um instrumento eficiente para evidenciar grupos com ocorrência mais associada na comunidade planctônica e para caracterizar os fatores ambientais mais atuantes sobre as espécies, sintetizando parte da dinâmica observada entre a comunidade planctônica e a qualidade da água.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ahlstron, E.H., 1940. A revision of the Rotatorian genera *Brachionus* and *Platyas* with descriptions of one new specie and two new varieties. *Bull. Amer. Mus. Nat. Hist.* vol.LXXVII: 142-203.
- Ahlstron, E.H., 1943. A revision of the Rotatorian genus *Keratella*, with descriptions of three new species and five varieties. *Bull. Amer. Mus. Nat. Hist.* vol.LXXX: 411-457.
- Aizaki, M., 1985. Total number of bacteria as trophic state index. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22: 2732-2738.
- Aizaki, M., A. Otsuki & T. Kawai, 1986. Relationship between nutrient loading and phytoplankton standing crop in outdoor experimental ponds with continuous flow systems. *Wat. Res.* 20(7): 859-863.
- Allen, T.H.F. & J.F. Koonce, 1973. Multivariate approaches to algal stratagems and tactics in systems analysis of phytoplankton. *Ecology* 54: 1234-1246.
- Almeida, M.A.M., 1979. Aspectos ecologicos do Lago Paranoá. Tese de Mestrado. Universidade de Brasília. 182p.

Alves, V.R.E., C.G.B. Cavalcanti & S.P. Mattos, 1988. Análise comparativa de parâmetros físicos, químicos e biológicos em um período de 24 horas no Lago Paranoá, Brasília, DF, Brasil. **Acta Limnol. Brasil. II: 199-218.**

American Public Health Association (APHA), American Water Works Association, and Water Pollution Control Federation, 1985. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 16th ed. APHA. Washington, D.C..1268p.

Andersson, G., Cronberg, G. & Granéli, W., 1976. Destillerat vatten eller algsoppa - regionallimnologi och eutrofieringsproblem i Brasília. **Aquannalen 1: 11-36.**

Anjos, E.F.S., 1984. Levantamento sanitário da Bacia do Ribeirão do Gama e correlação entre os parâmetros oxigênio dissolvido, condutividade e pH com a ocupação do solo. **Relatório interno.** CAESB. 33p.

Anthonsen, A.C., R.C. Loehr, T.B.S. Prakasan & E.G. Srinath, 1976. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. **J. Wat. Poll. Con. Fed. 48: 835-852.**

Arcifa, M.S., M.A.J. Carvalho, S.M.F. Giancesella-Galvão, G.Y. Shimizu, C.G. Froelich & R.M.C. Castro, 1981. Limnology of ten reservoirs in Southern Brazil. **Verh. Intern. Verein. Theor. Ang. Limnol. 21: 1048-1053.**

- Arcifa, M.S. & C.B. Froelich, 1986. Padrões de circulação vertical dem dez reservatórios do Estado de São Paulo. Vi. e Cult. **38(4)**: 684-692.
- Arora, H.C., 1966. Rotifera as indicators of trophic natura of environments. *Hydrobiologia* **27(1/2)**: 146-159.
- Barbosa, F.A.R., 1981. **Variações diurnas (24 horas) de parâmetros limnológicos básicos e da produtividade primária do fitoplâncton na Lagoa Carioca - Parque Florestal do Rio Doce, MG - Brasil.** Tese de Mestrado. DCB/UFSCar, São Carlos. 206p.
- Barbosa, F.A.R. & Tundisi, J.G., 1980. Primary production of phytoplankton and environmental characteristics of a shallow quaternary lake in Eastern Brazil. *Arch. Hydrobiol.* **90**: 139-161.
- Barica, J., 1978. Variability in ionic composition and phytoplankton biomass of saline eutrophic prairine lake within a small geographic area. *Arch. Hydrobiol.* **81**: 304-326.
- Batalha, B.L. & A.C. Parlatore, 1977. **Controle da Qualidade da Agua para Consumo Humano.** CETESB. São Paulo. 198p.

- Bell, C.R. & Albright, J., 1982. Attached and free floating bacteria in a diverse selection of water bodies. **Appl. Environ. Microbiol.** **43**: 1227-1237.
- Benefield, L.D. & C.W. Randall, 1980. **Biological Process Design for Wastewater Treatment**. Prentice-Hall Ser. in Environm. Sciences Ed..Eglewood Clifs, NJ. 526p.
- Berner-Fankhauser, H., 1987. The influence of sampling strategy on the apparent population dynamics of planktonic rotifers. **Hydrobiologia** **147**: 181-188.
- Berzins, B., 1951. On the Collothecacean Rotatoria. **Ark. Zool. ser.** **2**, 1(37): 565-592.
- Berzins, B. & B. Pejler, 1987. Rotifer occurrence in relation to pH. **Hydrobiologia** **147**: 107-116.
- Bicudo, C.E.M. & R.M.T. Bicudo, 1970. **Algas de águas continentais brasileiras** . FUNBEC. São Paulo. 228p.
- Biswas, S., 1969. The Volta Lake: some ecological observations on the phytoplankton. **Verh. int. Ver. Limnol.** **17**: 259-272.
- Biswas, S., 1972. Ecology of the phytoplankton of the Volta Lake. **Hydrobiologia** **39**: 277-288.

- Bjork, S., 1975. The Lago Paranoá restoration project. Brasilia, Brazil. **Preliminary report**. Project WHO BRA-2341. 30p.
- Bjork, S., 1979. The Lago Paranoá restoration project. Brasilia, Brazil. **Technical report**. Project WHO BRA-2341. 45p.
- Blancher, E.C., 1984. Zooplankton-trophic state relationship in some north and central Florida lakes. *Hydrobiologia* 109: 251-263.
- Bogdan, K.G., J.J. Gilbert & P.L. Starkweather, 1980. In situ clearance rates of rotifers. *Hydrobiologia* 73: 73-77.
- Bogdan, K.G. & J.J. Gilbert, 1982. Seasonal patterns of feeding by natural populations of *Keratella*, *Polyarthra* and *Bosmina*: clearance rates, selectivities and contributions to community grazing. *Limnol. Oceanog.* 27: 918-934.
- Bohrer, M.B.C., M.M. Rocha & B.F. Godolphim, 1988. Variações espaço-temporais das populações de Cladocera na Laguna dos Fatos, R.S.. *Acta Limnol. Brasil.* II: 549-570.
- Boltovskoy, A., A. Dippolito, M. Foggeta, N. Gomez & G. Alvarez, 1990. La Laguna Lobos y su afluente: limnología descriptiva, con especial referencia al plancton. *Biología Acuática* n 14 - Inst. de Limnol. "Dr. Raul Riguelet", La Plata : 1-37.

- Boney, A.J., 1976. **Phytoplankton**. The Institute of Biology's Studies in Biology n.52. Edward Arnold. London. 166p.
- Bourelly, P., 1970. **Les algues d'eau douce, initiation à la systématique. Tome III: Les algues Bleues et Rouges. Les eugléniens, peridiens et cryptomonadiens**. N. Boubée & Cie.. Paris. 512p.
- Bourelly, P., 1972. **Les algues d'eau douce, initiation à la systématique. Tome I: Les algues Vertes**. N. Boubée & Cie.. Paris. 572p.
- Bourelly, P., 1981. **Les algues d'eau douce, initiation à la systématique. Les algues Jaune et Brune**. N. Boubée & Cie.. Paris. 517p.
- Branco, C.W.C. & P.A.C. Senna, 1991. The taxonomic elucidation of the Paranoá Lake (Brasília, Brazil) problem: *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Bull. Jard. Bot. Nat. Belg.* 61: 85-91.
- Branco, S.M., 1976. **Análise de alguns aspectos e soluções prováveis para o Lago Paranoá**. *Revta. D.A.E.* 39(109) : 38-45.
- Branco, S.M., 1978. **Hidrobiologia aplicada à Engenharia Sanitária**. 2.ed.CETESB. São Paulo. 620p.

Branco, S.M., Branco, W.C., H.A.S. Lima & M.T. Martins. 1963. Identificação e importância dos principais gêneros de algas de interesse para o tratamento de águas e esgotos. Separata da revista D.A.E. n 48-49-50. 59p.

Brandorff, G.O., 1976. The geographic distribution of the Diaptomidae in South America (Crustacea, Copepoda). *Rev. Brasil. Biol.* 36: 613-627.

Bray, R.J. & J.T. Curtis, 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecol. Monogr.* 27: 325-349.

Brook, A.J., 1965. Planktonic algae as indicators of lakes types, with special reference to the Desmidiaceae. *Limnol. Oceanogr.* 10: 403-411.

Brook, A.J., 1982. Desmids of the *Staurastrum tetracerum*-group from a eutrophic lake in Mid-Wales. *Br. phycol. J.* 17: 259-274.

Burgis, M.J., 1971. The ecology and production of copepods, particularly *Thermocyclops hyalinus*, in the tropical Lake George, Uganda. *Freshwat. Biol.* 1: 169-192.

Cabelli, V.J., A.P. Dufour, M.A. Levine, L.J. McCabe & P.W. Haberman, 1979. Relationship of microbial indicators to health effects at marine bathing beaches. **Am. J. Public. Health** 69: 690-696.

Cabelli, V.J., A.P. Dufour, L.J. McCabe & M.A. Levine, 1983. Marine recreational water quality criterion consistent with indicator concepts on risk analysis. **J. Wat. Poll. Cont. Fed.** 55: 1306-1314.

CAESB (Companhia de Aguas e Esgotos de Brasília), 1990. Avaliação dos aspectos sanitários e ambientais das bacias hidrográficas do Lago Paranoá e Rio São Bartolomeu. **Relatório interno**. Projeto BRA/87/011. 107p.

Cardoso, M.B., 1982. **Levantamento das Euglenaceae pigmentadas do DF, Brasil**. Tese de Doutorado. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. SP. 298p.

Carpenter, S.R., J.F. Kitchell & J. Hodgson, 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity. **Bioscience** 35: 634-639.

Carvalho, M.L., 1984. Influence of predation by fish and water turbidity on a *Daphnia gessneri* population in an Amazonian floodplain lake, Brazil. **Hydrobiologia** 113: 1-13.

- Chapman, M.A., J.D. Green & V.H. Jolly, 1985. Relationships between zooplankton abundance and trophic state in seven New Zealand lakes. *Hydrobiologia* 123: 119-136.
- Charlton, M.N., 1980. Hypolimnion oxygen consumption in lakes: discussion of production and morphometry effects. *Can. J. Fish. and Aquat. Sci.* 37(10): 1531-1539.
- Charlton, M.N. & S.S. Rao, 1983. Oxygen depletion in central and eastern Lake Erie: relationship with bacteria, chlorophyll, POC, and morphometry. *J. Great Lakes Res.* 9(1): 3-8.
- Chrost, R.J., 1975. Inhibitors produced by algae as an ecological factor affecting bacteria in water ecosystems. I. Dependence between phytoplankton and bacteria development. *Acta Microbiol. Polonica, Ser.B*, 7(24): 125-133.
- CODEPLAN (Companhia de Desenvolvimento do Planalto), 1984. *Atlas do Distrito Federal. Vol.I e II.* Brasilia.
- Collares, S.A.P., M.A.M. Ribeiro, D. Dutra Filho, S.M.S. Evaristo, V.R.E. Alves & S.P. Mattos, 1986. *Estudo da reavaliação dos pontos de coleta do programa de monitoramento limnológico do Lago Paranoá.* Relatório Interno da Companhia de Aguas e Esgotos de Brasilia (CAESB). 27p.

Cole, B. & D. Toez, 1979. Interactions between light and nitrate concentration in controlling nitrate uptake by reservoir phytoplankton. **Arch. Hydrobiol.** 86(3): 269-283.

Cole, G.A., 1975. **Textbook of Limnology**. The C.V.Mosby Co..Saint Louis.283p.

Collins, V.G., 1963. The distribution and ecology of bacteria in fresh water. **Proc. Soc. Water Treat. Exam.** 12: 40-73.

CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente), 1986. Resolução n 20 - de 18 de junho de 1986. In: FBCN (Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza), **Legislação de Conservação da Natureza**. 4 ed., FBCN/CESP. São Paulo. 720p.

Cook, S.E.K.,1976. Quest for an index of community structure sensitive to water pollution. **Environ. Pollut.** (11): 269-288.

Cordeiro Netto, O.M. & D. Dutra Filho, 1981. O aporte de fósforo ao Lago Paranoá/Brasília. **XI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Fortaleza, CE. 21p.

Coveney, M.F., G. Cronberg, M. Enell, K. Larsson & L. Olofsson, 1977. Phytoplankton, zooplankton and bacteria - standing crop and production in a eutrophic lake. **Oikos** 29: 5-21.

Cronberg, G., 1976. The Lago Paranoa Restoration Project: Phytoplankton ecology and taxonomy. **A preliminary report.** Brasilia (Project FAHO - World Health Organization, 76/PW/BRA/2000. 24p.

Cronberg, G., 1977. The Lago Paranoa Restoration Project: Phytoplankton ecology and taxonomy. **Final report to CAESB.** Brasilia (Project FAHO - World Health Organization, 76/PW/BRA/2000. 76p.

Dabes, M.B.G.S., R.C. Franca, M.C.S. Gomes, M.V. Junqueira, M.E. Rolla & S.G. Rosa, 1990. Caracterização limnológica da represa de Pontal, Itabira (MG). **Acta Limnol. Brasil. II:** 173-199.

Davis, J.C., 1969. Seasonal distribution, constitution and abundance of zooplankton in Lake Erie. **J. Fish. Res. Board of Canada 26 (9):** 2459-2476.

De Bernardi, R., 1984. Methods for the estimation of zooplankton abundance. pp: 59-63 In: Downing & Rigler, 1984. **A Manual on Methods for the Assessment of Secondary Productivity in Freshwaters.** 2nd. ed. I.B.P. Hand. 17. Blackwell Sci. Publ. Oxford. 501p.

- DeMott, W.R. & W.C. Kerfoot, 1982. Competition among Cladocerans: nature of the interaction between *Bosmina* and *Daphnia*. **Ecology** 63(6): 1949-1966.
- De Ridder, M., 1968. Recherches sur les Rotifères des eaux saumâtres de la Lorraine orientale. **Hydrobiologia** 32: 340-382.
- Desikachary, T.V., 1959. **Cyanophyta**. Indian Council of Agricultural Research, New Dehli. 686p.
- Dianese, J.C., P. Pigatti & K. Kitayama, 1976. Resíduos organoclorados no Lago Paranoá de Brasília. **O Biológico** 42: 151-155.
- Dillon, P.J. & F.H. Rigler, 1974. The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes. **Limnol. Oceanogr.** 19: 767-772.
- Dodson, S.I., C. Edwards & F. Wiman, 1976. Zooplankton distribution and food abundance. **Limnol. Oceanogr.** 21(2):309-313.
- Dor, I., H. Schechter & H.J. Bromley, 1987. Limnology of a hypertrophic reservoir storing wastewater effluent for agriculture at Kibbutz Na'an, Israel. **Hydrobiologia** 150: 225-241.

- Dor, I. & B. Svi, 1980. Effect of heterotrophic bacteria on the green algae growing in wastewater. In: G. Shelef & C.J. Soeders eds., **Algae Biomass**. Elsevier/North-Holland Biomedical Press: 421-429.
- Drouet, F., 1978. Revision of the Nostocaceae with constricted trichomes. **Beihefte zur Nova Hedwigia** 57: 1-258.
- Dumont, H.J., 1977. Biotic factors in the population dynamics of rotifers. **Arch. Hydrobiol. Beih.** 8: 98-122.
- Dutka, B.J., 1973. Coliform are an inadequate index of water quality. **J. Envir. Health** 36: 39-46.
- Dutka, B.J., K. Jones, K.K. Kwan, H. Bailey & R. McInnis, 1988. Use of microbial and toxicant screening tests for priority site selection of degraded areas in water bodies. **Wat. Res.** 22(4): 503-510.
- Eccles, D.H., 1974. An outline of physical limnology of Lake Malwi (Lake Nyasa). **Limnol. Oceanogr.** 19(5): 730-742.
- Edmondson, W.T., 1959. pp:420-493. In: Edmondson, W.T. (ed). **Fresh-Water Biology**. 2nd. ed.. John Wiley & Sons Inc.. New York. 1459p.

- Edmondson, W.T., C.G. Anderson & D.R. Perterson, 1956. Artificial eutrophication of Lake Washington. *Limnol.Oceanogr.* 1: 47-53.
- Elliot, J.I., 1977. Seasonal changes in the abundance and distribution of planktonic rotifers in Grasmere (English Lake District). *Freshw. Biol.* 7: 147-166.
- ElMoor-Loureiro, L.M.A., 1984. **Aspectos ecomorfológicos em *Bosmina* (Crustacea, Cladocera) no Lago Paranoá, Brasília, DF.** Tese de Mestrado. Universidade de Brasília. Brasília. 105p.
- ElMoor-Loureiro, L.M.A., 1988. O gênero *Bosmina* (Cladocera) na região do Distrito Federal. *Acta Limnol. Brasil.* II: 501-512.
- ElMoor-Loureiro, L.M.A., 1990. *Diaphanosoma birgei* e *Diaphanosoma brachyurum*: possível necessidade de revisão das identificações no Brasil. *Acta Limnol. Brasil.* vol.III: 757-767.
- Enell, M., 1977. The Lago Paranoá Restoration Project - water chemistry and sediment stratigraphy. **Final report.** Project FAHO/WHO. 77/WT/BRA/2341/04. 75p.
- Enell, M., 1977. The Lago Paranoa Restoration Project: Water Chemistry and Sediment Stratigraphy. **Final Report.** Brasília (Project FAHO - World Health Organization, 77/WT/BRA/2341). 75p.

- Enell, M., 1977. The Lago Paranoa Restoration Project: Water Chemistry and Sediment Stratigraphy. **Final Report**. Brasilia (Project FAHO - World Health Organization, 77/WT/BRA/2341). 75p.
- Esterby, S.R. & A.H. El-Shaarawi, 1984. Coliform concentration in Lake Erie - 1966 to 1970. *Hydrobiologia* 111: 133-146.
- Esteves, F.A., 1988. **Fundamentos de Limnologia**. Editora Interciencia/FINEP. Rio de Janeiro. 575p.
- Esteves, F.A., E.L. Amorim, E.L. Cardoso & F.A.R. Barbosa, 1985. Caracterização preliminar da represa de Três Marias (MG) com base em alguns parâmetros ambientais básicos. *Ci. e Cult.* 37(4): 608-617.
- Esteves, F.A. & S. Sendacz, 1988. Relações entre a biomassa do zooplâncton e o estado trófico de reservatórios do Estado de São Paulo. *Acta Limnol. Brasil.* II: 587-604.
- Evans, M.S. & D.W. Sell, 1985. Mesh size and collection characteristics of 50-cm diameter conical plankton nets. *Hydrobiologia* 122: 97-104.

- Félix, C.R., D. Dutra Filho & C.S. Fernandes, 1979. Determinação das velocidades de reaeração e de dispersão de água-sedimento e fixação de CO₂ no Lago Parano. X Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Manaus, AM. 19p.
- Fernandes, C.A., 1981. Emprego de correlações estatísticas na análise dos Lagos Paranoá, Santa Maria e Descoberto, Brasília, DF. XI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Fortaleza, CE. 15p.
- Ferreira, C.A., 1988. Análise da distribuição espaço-temporal da comunidade fitoplanctônica da Lagoa de Estabilização do Guará I - Distrito Federal. Tese de Mestrado. Universidade de Brasília. 145p.
- Ferreira, C.J.A. & A.J.A. Rocha, 1988. Estudo comparativo de comunidades fitoplanctônicas e o uso de diversidade como discriminador ambiental. *Acta Limnol. Brasil.* 2: 447-468.
- Ferreira, F.S.B. & M. Ovidio Filho, 1975. A base de pesquisa na programação para a recuperação e manutenção do Lago Paranoá, em Brasília. VII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária. Rio de Janeiro, RJ. 12p.
- Fogg, G.E., 1949. Growth and heterocyst production in *Anabaena cylindrica* .II. In relation to carbon and nitrogen metabolism. *Ann. Bot. (London)* 13: 241-259.

- Fogg, G.E., 1966. *Algal cultures and phytoplankton ecology*. Athone Press. London. 126p.
- Fogg, G.E., 1982. Nitrogen cycling in sea waters. *Phil. Trans. Roy. Soc. Lond. B.296*: 511-520.
- Forster, K., 1963. Desmidiaceen aus Brasilien. 1 Teil. Nord-Brasilien. *Revue Algologique N.Ser.* 7(1): 38-92.
- Forster, K., 1964. Desmidiaceen aus Brasilien. 2 Teil. Bahia, Goyaz, Piauhy und Nord-Brasilien. *Hydrobiologia* 23(3-4): 321-505.
- Forster, K., 1969. Amazonische Desmidieen. 1 Teil. Areal Santarem. *Amazoniana* 2 (1-2): 5-232.
- Fott, B. & M. Nováková. 1969. A monograph of the genus *Chlorella*. The freshwater species. pp:10-15. In: Fott, B.(ed.). *Studies in Phycology*. Ed. Schweizerbart. Verlag.Stuttgart, 355p.
- Freitas, J.S., 1983. *Variação sazonal e distribuição vertical de microcrustáceos planctônicos no Lago Paranoá, DF*. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília. 110p.
- Fruh, E.G., K.M. Stewart, G.F. Lee & G.A. Rohlich. 1966. Measurement of eutrophication and trends. *J. Wat. Poll. Cont. Fed.*38: 1237-1258.

- Fulton, R.S.III, & H.W. Paerl, 1987. Effects of colonial morphology on zooplankton utilization of algal resources during blue-green algal (*Microcystis aeruginosa*) blooms. *Limnol. Oceanogr.* 32(3): 634-644.
- Fulton, R.S.III & H.W. Paerl, 1988. Effects of the blue-green alga *Microcystis aeruginosa* on zooplankton competitive relations. *Oecologia* 76: 383-389.
- Gannon, J.E. & R. Stenberger, 1978. Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. *Trans. Am. Microsc. Soc.* 97: 16-35.
- Geldreich, E.E., 1974/75. Microbiological criteria concepts for coastal bathing waters. *Ocean Management* 3:225-248.
- Geldreich, E.E., 1986. Control of microorganisms of public health concern in water. *J. Envir. Sci.* 29: 34-37.
- Geldreich, E.E., 1987. Major water quality problems. **Report from E.P.A., Cincinnati, OH.** 30p.
- George, D.G., 1974. Dispersion patterns in the zooplankton populations of a eutrophic reservoir. *J. Anim. Ecol.* 43: 537-551.

- George, M.G., 1965. Comparative plankton ecology of five fish tanks in Delhi, India. *Hydrobiologia* 24: 81-108.
- Giani, A., 1984. Distribuição horizontal do fitoplâncton e zooplâncton no Lago Paranoá, Brasília, DF, Brasil. Tese de Mestrado. Universidade de Brasília. 148p.
- Giani, A. & R.M. Pinto-Coelho, 1986. Contribuição ao conhecimento das algas fitoplanctônicas do reservatório do Paranoá, Brasília, Brasil: Chlorophyta, Euglenophyta, Pirrophyta e Schizophyta. *Revta. Brasil. Bot.* 9: 45-62.
- Giani, A., R.M. Pinto-Coelho, S.J.M. Oliveira & A. Pelli, 1988. Ciclo sazonal de parâmetros físico-químicos e distribuição horizontal de nitrogênio e fósforo no reservatório da Pampulha (Belo Horizonte, MG). *Ci. e Cult.* 40(1): 69-77.
- Gilbert, J.J., 1963. Mitic female production in the rotifer *Brachionus calyciflorus*. *J. Exp. Zool.* 153: 113-124.
- Gilbert, J.J., 1980. Observations on the susceptibility of some protists and rotifers to predation by *Asplanchna girodi*. *Hydrobiologia* 73: 87-91.
- Gliwicz, Z.M., 1967. The contribution of nanoplankton in pelagial primary production in some lakes varying trophy. *Bull. de L'Academie Polonaise Sci.* vol. XV(6): 343-347.

- Gliwicz, Z.M., 1969. The share of algae, bacteria and trypton in the food of the pelagic zooplankton of lakes with various trophic characteristics. *Bull. de L'Academie Polon. des Scienc. vol.XVII n.3* :159-165.
- Gliwicz, Z.M., 1977. Food size selection and seasonal sucession of filter-feeding zooplankton in a eutrophic lake. *Ekol. Pol.* 25: 179-225.
- Gloss, S.P., L.M. Mayer & D.E. Kidd. 1980. Advective control of nutrient dynamics in the epilimnion of a lрге reservoir. *Limnol. Oceanogr.* 25(2): 219-228.
- Goedert, W., 1985. *Solos dos Cerrados*. EMBRAPA - Centro de Pesquisas dos Cerrados / Nobel. Sao Paulo. 422p.
- Goldman, C.R., M. Gerletti, P. Javornicky, U. Melchiori-Santolini & E. De Amezaga, 1968. Primary productivity, bacteria, phyto- and zooplankton in Lake Maggiore: correlations and relationships with ecological factors. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 23: 49-127.
- Golterman, H.L., R.S. Climo & M.A.M. Ohnstad, 1978. *Methods for Physical and Chemical Analysis of Fresh Waters*. I.B.P. Handbook n.8. Blackwell Scientific Publications. Oxford. 213p.

- Gomes, A.S., 1989. Distribuição espacial dos moluscos bivalves na região da plataforma continental de Cabo Frio, Praia de Maçambaba, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. Tese de Mestrado. Museu Nacional, U.F.R.J.. 122p.
- Gorlenko, V.M., G.A. Dubinina & S.I. Kuznetsov, 1983. The Ecology of Aquatic Micro-organisms. *Die Binnengewasser* vol. XXVIII. Stuttgart. 252p.
- Gould, R.W., J.E. Balmori & G.A. Fryxell, 1986. Multivariate statistics applied to phytoplankton data from two Gulf Stream warm core rings. *Limnol. Oceanogr.* 31(5): 951-968.
- Grando, J.V., 1989. Considerações sobre o estágio atual da ictiofauna e aspectos alimentares de quatro espécies de peixes do Lago Paranoá, Brasília, DF. Tese de Mestrado. Universidade de Brasília. 115p.
- Green, J., 1965. Zooplankton of Lake Mutanda, Bunyonyi and Mulehe. *Proc. Zool. Soc. Lond.* 144(3): 383-402.
- Green, J., 1970. Freshwater ecology in the Mato Grosso, Central Brazil. I. The conductivity of some natural waters. *J. Nat. Hist.* 4: 289-299.

- Green, J., 1971. Associations of Cladocera in the zooplankton of the lake sources of the White Nile. *J. Zool.* 165(3): 373-414.
- Green, J., 1972. Latitudinal variation in associations of planktonic Rotifera. *J. Zool.* 167: 31-39.
- Green, J., 1976. Changes in the zooplankton of Lakes Mutanda, Bunyoni and Mulehe (Uganda). *Freshw. Biol.* 6: 433-436.
- Green, J., 1977. Sampling rotifers. *Arch. Hydrobiol. Beih.* 8: 9-12.
- Green, J., 1984. Zooplankton associations in the swamps of southern Sudan. *Hydrobiologia.* 113: 93-98.
- Green, J., 1986. Zooplankton associations in some Ethiopian crater lakes. *Freshw. Biol.* 16: 495-499.
- Green, J., S.A. Corbet, E. Watts & O.B. Lan, 1976. Ecological studies on Indonesian lakes. Overturn and restratification of Ranu Lamongan. *J. Zool.* 180: 315-354.
- Grimes, J., 1980. Bacteriological water quality effects of hydraulically dredging contaminated upper Mississippi River bottom sediment. *Appl. Environ. Microbiol.* 39: 782-789.

- Hagler, A.N., L.C. Mendonça-Hagler, E.A. Santos, S. Farage, J.B. Silva Filho, A. Schrank & R.B. Oliveira, 1986. Microbial pollution indicators in Brazilian tropical and subtropical marine surface waters. *The Sci. of the Total Envir.* 58: 151-160.
- Hannan, H.H., D. Barrows & D.C. Whitenberg, 1980. The trophic status of a deep-storage reservoir in central Texas. *Proceedings of Symposium on Surface Water Impoundments*, ASCE, June, Minneapolis. Paper No.4: 425-434.
- Hardy, E.R., B. Robertson & W. Koste, 1984. About the relationship between the zooplankton and fluctuating water level of Lago Camaleão. *Amazoniana IX* (1): 43-52.
- Harris, G.P., 1986. *Phytoplankton Ecology - structure, function and fluctuation*. Chapman and Hall. London. 384p.
- Harris, G.P., G.D. Haffner & B.B. Piccinin, 1980. Physical variability and phytoplankton communities. II. Primary productivity by phytoplankton in a physically variable environment. *Arch. Hydrobiol.* 88: 393-425.
- Hazelwood, D.H. & R.A. Parker, 1963. Population dynamics of some freshwater zooplankton. II. The effect of lag. *Ecology* 44(1): 207-211.

- Henriques, R.P.B. & M.S.R. Ibanez, 1988. O efeito da estrutura de comunidades planctônicas em experimentos de enriquecimento artificial. *Acta Limnol. Brasil.* II: 431-446.
- Henry, R., 1981. Estudos ecológicos na represa do Rio Pardo (Botucatu, SP, Brasil). I: o ambiente e variações diurnas de alguns fatores ambientais. *Rev. Brasil. Biol.* 41(1): 153-161.
- Henry, R. & C.A.M. Lopes, 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 XLIV*: 183-188.
- Hergenrader, G.L., 1980. Eutrophication of the Salt Valley reservoirs, 1968-73. I. The effects of eutrophication on standing crop and composition of phytoplankton. *Hydrobiologia* 71: 61-82.
- Herricks, E.E. & J. Cairns Jr., 1982. Biological monitoring. Part III. Receiving system methodology based on community structure. *Water Res.* 16: 141-153.
- Herzig, A., 1987. The analysis of planktonic rotifer populations: a plea for long-term investigations. *Hydrobiologia* 147: 163-180.

- Hickman, M. & I.D. Penn, 1977. The relationship between planktonic algae and bacteria in a small lake. *Hydrobiologia* 52: 213-219.
- Hill, H., 1970. A new form of *Raphidiopsis mediterranea* Skuja found in Minnesota lakes. *Phycologia* 9(1): 73-77.
- Hill, H., 1972. A new *Raphidiopsis* species (Cyanophyta, Rivulariaceae) from Minnesota lakes. *Phycologia* 11(2): 213-215.
- Hindak, F., 1988. Planktic species of two related genera *Cylindrospermopsis* and *Anabaenopsis* from Western Slovakia. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 80: 283-302.
- Hino, K., 1979. *Análise qualitativa e quantitativa do microfitoplâncton de Represa do Lobo (Broa), São Carlos, SP.* Tese de Mestrado. DCB/UFSCar, São Carlos, SP. 119p.
- Hofmann, W., 1975. The influence of spring circulation on zooplankton dynamics in the Plusssee. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 19: 1241-1250.
- Hofmann, W., 1977. The influence of abiotic environmental factors on population dynamics in planktonic rotifers. *Arch. Hydrobiol. Beih.* 8: 77-83.

- Holland, L.E., C.F. Bryan & J.P. Newman, Jr., 1983. Water quality and the rotifer populations in the Atchafalaya River Basin, Louisiana. *Hydrobiologia* 98: 55-69.
- Holm-Hansen, O. & B. Riemann, 1978. Chlorophyll-a determination: improvements in methodology. *Oikos* 30:438-447.
- Horecka, M. & J. Komárek, 1979. Taxonomic position of three planktonic blue-green algae from the genera *Aphanizomenon* and *Cylindrospermopsis*. *Preslia* 51: 289-312.
- Horne, A.J. & G.E. Fogg, 1970. Nitrogen fixation in some English lakes. *Proc. Roy. Soc. Lond. B.* 175: 351-366.
- Hrbacek, J., M. Dvorakova, V. Korinek & L. Prochazkova, 1961. Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition of zooplankton and in the intensity of metabolism of the whole plankton association. *Vehr. int. Verein. Limnol.* 14: 192-195.
- Humenik, F.J. & G.P. Hanna, 1971. Algal bacterial symbiosis for removal and conservation of wastewaters nutrients. *J. Wat. Poll. Contr. Fed.* 43(4): 580-594.
- Hurlbert, S.H., 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology* 52: 577-586.

- Huszar, V.L., 1986. Algas planctônicas da lagoa de Juturnaiba, Araruama, R.J., Brasil. *Revta. Brasil. Bot.* 8: 1-19.
- Hutchinson, G.E., 1967. *A treatise on limnology. II. Introduction to lake biology and the limnoplankton.* John Wiley, New York. 1115p.
- Hynes, H.B.N., 1960. *The Biology of Polluted Waters.* Liverpool Univ. Press. Liverpool. 202p.
- Ibanez, M.S.R., 1989. Response to artificial enrichment with ammonia and phosphate of phytoplankton from Lake Paranoa (Brasília, DF). *Rev. Brasil. Biol.* "in press".
- Imevbore, A.M.A., 1967. Hydrology and plankton of Eleiyele reservoir, Ibadan, Nigeria. *Hydrobiologia* 30: 154-176.
- Infante, A. & W. Riehl, 1984. The effect of Cyanophyta upon zooplankton in a eutrophic tropical lake (Lake Valencia, Venezuela). *Hydrobiologia* 113: 293-298.
- James, M.R. & D.J. Forsyth, 1990. Zooplankton-phytoplankton interactions in a eutrophic lake. *J. Plankt. Res.* 12(3): 455-472.

- Jeeji-Bai, N., E. Hegewald & C.J. Soeder, 1977. Revision and taxonomic analysis of the genus *Aanabaenopsis*. *Arch. Hydrobiol./Suppl.* 51, algol. stud. 18: 3-24.
- Jewson, D.H., 1976. The interaction of components controlling net phytoplankton photosynthesis in a well-mixed lake (Lough Neagh, Northern Ireland). *Freshw. Biol.* 6: 551-576.
- Jones, J.G., 1979. A Guide to Methods for Estimating Microbial Numbers and Biomass in Fresh Water. *Freshwater Biological Association Scientific Publication n.39*. Ambleside. 112p.
- Jones, R.I., 1977. Factors controlling phytoplankton production and succession in a highly eutrophic lake (Kinnege Bay, Lough Neagh). *J. Ecol.* 65: 547-559.
- Kalff, J. & S. Watson, 1986. Phytoplankton and its dynamics in two tropical lakes: a tropical and temperate zone comparison. *Hydrobiologia* 138: 161-176.
- Kholdebarin, B. & J.J. Oertli, 1977. Effect of pH and ammonia on the rate of nitrification of surface water. *J. Wat. Poll. Con. Fed.* 49: 1693-1697.
- Kiefer, F., 1978. Zur kenntis der Copepodenfauna dgyptischer binnengewasser. *Arch. Hidrobiol.* 84(4): 480-499.

- Kilham, S.S. & P. Kilham, 1984. The importance of resources supply rates in determining phytoplankton community structure. pp:7-27. In: **Trophic interactions within aquatic ecosystems. AAAS Selected Symposium 85.**
- King, D.L., 1970. The role of carbon in eutrophication. *J. Wat. Poll. Contr. Fed.* 42(12): 2035-2051.
- Kohn, G.K., 1980. Bioassay as a monitoring tool. *Pest. Rev.* 76: 99-104.
- Komarkova-Legnerová, J., 1969. The systematics and ontogenesis of the genera *Ankistrodesmus* Corda and *Monoraphidium* Gen. Nov. pp: 75-145. In: Fott, B.(ed.). **Studies in phycology.** Schweizerb. Verlag.. Stuttgart. 198p.
- Korinek, V., 1981. *Diaphanosoma birgei* n.sp. (Crustacea, cladocera). A new species from America and its widely distributed subspecies *Diaphanosoma birgei* ssp. *lacustris* n.ssp. *Can. J. Zool.* vol. 59:1115-1121.
- Koste, W., 1978. **Rotatoria. Die Radertiere Mitteleuropas begründet von Max Voigt.** Gebrüder Borntraeger. Berlin. I.Textbd.:673p.; II.Tafelnbd.:234p.

- Koste, W., 1989. Über Radertiere (Rotatoria) aus dem Lago do Macaco, einem Ufersee des mittleren Rio Trombetas, Amazonien. *Osnabr. naturwiss. Mitt.* 15: 199-214.
- Koste, W. & K. Bottger, 1989. Rotatorien aus gewässern Ecuadors. *Amazoniana X* (14): 407-438.
- Koste, W. & B. Robertson, 1983. Taxonomic studies of the Rotifera (Phylum Aschelminthes) from a Central Amazonian varzea lake, Lago Camaleão (Ilha de Marchantaria, Rio Solimões, Amazonas, Brazil). *Amazoniana VIII* (2): 225-254.
- Koste, W. & E.R. Hardy, 1984. Taxonomic studies and new distribution records of Rotifera (Phylum Aschelminthes) from Rio Jatapu and Uátumã, Amazonas, Brazil. *Amazoniana IX*: 17-29.
- Koste, W. & R.J. Shiel, 1987. Rotifera from Australian inland waters. II. Epiphanidae and Brachionidae (Rotifera: Monogononta). *Invertebr. Taxon.* 7: 949-1021.
- Kováčik, L., 1975a. Taxonomic review of the genus *Tetraedron* (Chlorococcales). *Arch. Hydrobiol./Suppl.* 46, algol. stud. 13: 354-391.
- Kováčik, L., 1975b. Über die Gattung *Treubaria* (Chlorococcales, Chlorophyceae). *Preslia, Praha*, 47: 305-316.

- Kryutchkova, N.M., 1967. The role of zooplankton on the self-purification in water bodies. *Hydrobiologia* 30: 585-596.
- Kuczynski, D., 1987. The rotifer fauna of Argentina Patagonia as a potential limnological indicator. *Hydrobiologia* 150: 3-10.
- Kuentzel, L.E., 1969. Bacteria, carbon dioxide and algal blooms. *J. Wat. Poll. Contr. Fed.* 41(10): 1737-1747.
- Kutkuhn, J.H., 1958. Note on the precision of numerical and volumetric plankton estimates from small-sample concentrates. *Limnol. Oceanogr.* 3: 69-83.
- Kuznetsov, S.I., 1968. Recent studies on the role of microorganisms in the cycling of substances in lakes. *Limnol. Oceanogr.* 13: 211-224.
- Kwiatkowski, R.E. & A.H. El-Shaarawi, 1977. Physico-chemical surveillance data obtained for Lake Ontario, 1974 and their relationship to chlorophyll a. *J. Great Lakes Res.* 3: 132-143.
- Lambou, V.W., W.D. Taylor, S.C. Hern & L.R. Williams, 1983. Comparisons of trophic state measurements. *Water Res.* 17(11): 1619-1626.

- Lane, P.A., 1975. The dynamics of aquatic systems: a comparative study of the structure of four zooplankton communities. *Ecol. Monogr.* 45: 307-336.
- Legendre, L. & P. Legendre, 1983. *Numerical Ecology*. Developments in Environmental Modelling, 3. Elsevier Scientific Publish. Co., Amsterdam. 419p.
- Leite, C.R., 1979. *Chlorococcales (Chlorophyceae) do Estado de São Paulo, Brasil*. Tese de Doutorado. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. SP. 407p.
- Lenz, P.H., J.M. Melack, B. Robertson & E.A. Hardy, 1986. Ammonium and phosphate regeneration by the zooplankton of an Amazon floodplain lake. *Freshw. Biol.* 16: 821-830.
- Lewis, W.M.Jr., 1973. The thermal regime of Lake Lanao (Philippines) and its theoretical implications for tropical lakes. *Limnol. Oceanogr.* 18: 200-217.
- Lewis, W.M.Jr., 1974. Primary production in the plankton community of a tropical lake. *Ecol. Monogr.* 44(4): 377-409.
- Lewis, W.M.Jr., 1981. Precipitation chemistry and nutrient loading by precipitation in a tropical watershed. *Water Resour. Res.* 17(1): 169-181.

- Lewis, W.M.Jr., 1986. Phytoplankton succession in Lake Valencia, Venezuela. *Hydrobiologia* 138: 189-203.
- Lieder, V., 1983. Revision of the genus *Bosmina* Baird, 1845. *Intern. Rev. Ges. Hydrobiol.* 68(1): 121-139.
- Lima, W.P., 1986. Entrada de nutrientes pela chuva e pela lixiviação das copas em floresta homogênea de pinheiros tropicais e em vegetação natural de cerrado. *Acta Limnol. Brasil.* I: 503-525.
- Lind, O.T., 1974. *Handbook of Common Methods in Limnology.* The C.V. Mosby Co., Saint Louis. 154p.
- Lind, O.T., 1984. Patterns of phytoplankton populations and their relationship to trophic state in an elongate reservoir. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22: 1465-1469.
- Lindmark, G., 1977. The Lago Paranoa restoration project-bioassays: field and laboratory experiments and phytoplankton productivity. *Final report to CAESB.* Project PAHO-World Health Organization 77/WT/BRA/2341/04. 27p.
- Lobo, E. & Leighton, G., 1986. Estructuras comunitárias de las fitocenosis planctónicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. *Rev. Biol. Mar., Valparaíso* 22(1): 1-29.

- Lorenzen, C.J., 1967. Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.* 12: 343-344.
- Lund, J.W.G. & J.F. Talling, 1957. Botanical limnological methods with special reference to the algae. *The Botanical Review* 23(8-9): 489-583.
- Lynch, M. & J. Shapiro, 1981. Predation, enrichment and phytoplankton community structure. *Limnol. Oceanogr.* 26(1): 86-102.
- Mackereth, F.J.H., J. Heron & J.F. Talling, 1978. Water analysis: some revised methods for Limnologists. *Freshwater Biological Association Scientific Publication n.36*. Ambleside. 120p.
- Marais, G.V.R., 1975. Relatório sobre as Estações de Tratamento de Esgotos por lodos ativados de Brasília. *Relatório de consultoria para a Companhia de Aguas e Esgotos de Brasília*. 26p.
- Margalef, R., 1964. Correspondence between the classic types of lakes and the structural and dynamics properties of their populations. *Int. Vehr. Theor. Angew. Limnol.* 15: 169-175.

- Margalef, R., 1972. Interpretaciones no estrictamente estadísticas de la representación de entidades biológicas em um espaço multifactorial. *Invest. Pesq.* 36: 183-190.
- Margalef, R., 1983. *Limnologia*. Ediciones Omega S.A.. Barcelona. 1.010p.
- Martins, D.V., 1980. *Desmidióflórula dos lagos Cristalino e São Sebastião, Estado do Amazonas*. Tese de Doutorado. Fundação Universidade do Amazonas e Instituto de Pesquisa da Amazônia. Manaus. AM.245p.
- Mason, C.F., 1983. *Biology of Freshwater Pollution*. Longman. London. 250p.
- Matsumura-Tundisi, T. & J.G. Tundisi. 1976. I. Preliminary data on zooplankton ecology of Broa Reservoir. *Ecologia* 25: 265-270.
- Matthews, R.A., A.L. Buikema Jr., J. Cairns Jr. & J.H. Rodgers. 1982. Biological Monitoring. Part IIA. Receiving system functional methods, relationships and indices. *Water Res.* 16: 129-139.
- Mattos, S.P., V.R. E. Alves, C.G.B. Cavalcanti, S.M.S. Evaristo & S.A.P. Collares. 1986. Contribuição ao estudo limnológico do Lago Paranoá. Brasília. DF, Brasil. *Acta Limnol. Brasil.* 1: 129-154.

- McAlice. B.J., 1971. Phytoplankton sampling with the Sedgwick-Rafter cell. *Limnol. Oceanogr.* 16: 19-28.
- McCarthy. J.J., 1972. The uptake of urea by marine phytoplankton. *J. Phycol.* 8: 216-222.
- McCarthy. J.J., 1981. The kinetics of nutrient utilization in the physiological bases of phytoplankton ecology. *Can. Bull. Fish. Aq. Sci.* 210: 211-233.
- Mearns. A.J., 1981. Ecological effects on ocean sewage outfalls: observations and lessons. *Oceanus* 24: 45-54.
- Medaglia. C.C., L.W. Aguiar & M.C. Real. 1974. Utilização de bactérias e diatomáceas como indicadores biológicos de poluição em um curso d'água. *Iheringia - Botânica* n.19: 11-24.
- Melack. J.M., 1979. Temporal variability of phytoplankton in tropical lakes. *Oecologia* 44: 1-7.
- Miracle. M.R., 1974. Niche structure in freshwater zooplankton: a principal components approach. *Ecology* 55: 1306-1316.
- Moore. J.W., 1979. Diversity and indicator species as measures of water pollution in a subarctic lake. *Hydrobiologia* 66(1): 73-80.

- Moriarty, D.J.W., J.P.E.C. Darlington, I.G. Dunn, M. Moriarty & M. P. Tevlin. 1973. Feeding and grazing in Lake George, Uganda. *Proc. R. Soc. Lond. B.* 184: 299-319.
- Moss, B., 1972. The influence of environmental factors on the distribution of freshwater algae: an experimental study. I. Introduction and the influence of calcium concentration. *J. Ecol.* 61: 157-177.
- Moss, B., 1973a. The influence of environmental factors on the distribution of freshwater algae: an experimental study. II. The role of pH and the carbon dioxide-bicarbonate system. *J. Ecol.* 61(1): 157-177.
- Moss, B., 1973b. The influence of environmental factors on the distribution of freshwater algae: an experimental study. III. Effects of temperature, vitamin requirements and inorganic nitrogen compounds on growth. *J. Ecol.* 61(1): 179-192.
- Moss, B., 1973c. The influence of environmental factors on the distribution of freshwater algae: an experimental study. IV. Growth of test species in natural lake waters. and conclusion. *J. Ecol.* 61(1): 193-211.

Moura, V.P., M.A. Ribeiro & S.A.P. Collares, 1979. Variação anual de biomassa de fitoplâncton nos Lagos Paranoá, Descoberto e Santa Maria, do Distrito Federal. **X Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Manaus, AM. 37p.

Myers, F.J., 1930. The genera *Euchlanis* and *Monommata*. **Trans. Wisc. Acad. Sci.** 25: 353-411.

Nauwerck, A., 1963. Die Beziehungen zwischen Zooplankton und Phytoplankton im See Erken. **Symb. bot. upsal.** 17(5).

Nauwerck, A., 1978. Notes on the planktonic Rotifers of Lake Ontario. **Arch. Hydrobiol.** 84: 269-301.

Nickolls, K.H., 1976. Nutrient-phytoplankton relationships in the Holland Marsh, Ontario. **Ecol. Monogr.** 46: 179-199.0

Nie, H.W., H.J. Bromley & J. Vijverberg, 1980. Distribution patterns of zooplankton in Tjeukemeer, the Netherlands. **J. Plankt. Res.** 2: 317-334.

Nogrady, T., 1982. Correlation of rotifer associations in a chain of lakes fed by reclaimed sewage. **Hydrobiologia** 89: 277-284.

Nuttall, D., 1982. The effect of environmental factors on the suspended bacteria in the Welsh River Dee. **J. Appl. Bacteriol.** 53: 61-71.

Ogawa, R.E. & J.F. Carr. 1969. The influence of nitrogen on heterocyst production in blue-green algae. *Limnol. Oceanogr.* (3): 342-351.

Oglesby, R.T. & W.R. Schaffner. 1978. Phosphorus loading to lakes and some of their responses. Part 2. Regressions models of summer phytoplankton standing crops, winter total P and transparency of New York lakes with known phosphorus loadings. *Limnol. Oceanogr.* 23: 135-145.

Olah, J.. 1970. Short periodic changes in the microbial plankton quantity of Lake Balaton. *Annal. Biol. Tihany* 38: 197-212.

Olah, J.. 1971. The influence of river Zala on the bacteriological condition in Keszthely-Bay (Lake Balaton). *Annal. Biol. Tihany* 38: 161-166.

Oliveira, L.P.H. & L. Krau. 1970. Hidrobiologia geral aplicada particularmente a veiculadores de esquistossomos - hipereutrofia, mal moderno das águas. *Mem. Inst. Oswaldo Cruz* 68: 89-118.

Oliver, S.R., 1962. Los Cladoceros argentinos. *Revta. Mus. de la Plata (N.Ser.)* 7: 173-269.

Orcutt, J.D. & M.L. Pace. 1984. Seasonal dynamics of rotifer and crustacean zooplankton populations in a eutrophic, monomitic lake with a note on rotifer sampling techniques. *Hydrobiologia* 119: 73-80.

Overbeck, J., 1963. Inter-relationship between plankton and bacteria growth in Lake Lucerne and Rotsee. *Swiss. J. Hydrol.* 30: 289-296.

Pace, M.L., 1986. An empirical analysis of zooplankton community size structure across lake trophic gradients. *Limnol. Oceanogr.* 31(10): 45-55.

Padisak, J. , L.G. Toth & L. Voros. 1984. *Anabaenopsis raciborskii* Wolosz. bloom in Lake Balaton in the summer and autumn of 1982. *BFB-Bericht* 51: 77-81.

Paerl, H.W. & J.F. Ustach. 1982. Blue-green algal scums: an explanation for their occurrence during freshwater blooms. *Limnol. Oceanogr.* 27(2): 212-217.

Palmer, C.M., 1962. *Algae in Water Supplies*. Public Health Service Publication no. 657. Washington. 88p.

Palmer, C.M., 1969a. A composite rating of algae tolerating organic pollution. *J. Phycol.* 5: 78-82.

- Palmer, C.M., 1969b. Report on the algae in relation to water quality of Paranoa Lake, Brasilia. **Relatório de consultoria**. Pan American Health Organization/WHO. 14p.
- Palmer, C.M., 1977. **Algae and water pollution**. U.S.E. PA-600/9-77-036. Cincinnati. 124p.
- Parra, O.O., 1979. **Revision der Gattung *Pediastrum* Meyen (Chlorophyta)**. Cramer Ed., Vaduz. 186p.
- Pejler, B., 1965. Regional-ecological studies of Swedish freshwater zooplankton. **Zool. Bidr. Upps.** 36: 407-515.
- Pejler, B., 1983. Zooplanktic indicators of trophy and their food. **Hydrobiologia** 101: 111-114.
- Pennak, R.W., 1953. **Fresh-water Invertebrates of the United States**. Wiley-Interscience. New York. 803p.
- Pereira, A., 1985. Simulação da eutrofização do lago Paranoá. **Revta. DAE (45)143**: 386-389.
- Pesson, P., 1979. **La Contaminación de las Aguas Continentales**. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid. 335p.
- Philipose, M.T., 1967. **Chlorococcales**. Indian Council of Agricultural Research. New Dehli. 365p.

- Picelli-Vicentin, M.M., 1987. Chlorococcales planctônicas do parque do Iguacu, PR. *Rev. Brasil. Biol.* 47(1/2): 57-85.
- Pielou, E.C., 1966. The measure of diversity in different types of biological collections. *J. Theoretical Biol.* 13: 131-144.
- Pinel-Alloul, B., J.A. Downing, M. Pérusse & G. Codin-Blumer, 1988. Spatial heterogeneity in freshwater zooplankton: variation with body size, depth and scale. *Ecology* 65(5): 1393-1400.
- Pinto-Coelho, R.M., 1983. Efeitos do zooplâncton na composição qualitativa e quantitativa do fitoplâncton no Lago Paranoá, Brasília, DF, Brasil. Tese de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília. 163p.
- Pinto-Coelho, R.M., 1987. Flutuações sazonais e de curta duração na comunidade zooplanctônica do Lago Paranoá. Brasília-DF, Brasil. *Rev. Brasil. Biol.* 47(1/2): 17-29.
- Pinto-Coelho, R.M. & Giani, A., 1985. Variações sazonais do fitoplâncton e fatores físico-químicos no Reservatório do Paranoá, Brasília. *Ci. e Cult.* 37(12): 2000-2006.
- Pipes, W.J. & H.B. Gotaas, 1960. Utilization of organic matter by *Chorella* grown in sewage. *Appl. Microbiol.* 8: 163-169.

- Pontes, M.C.F., 1980. **Produção primária, fitoplâncton e fatores ambientais no lago Don Helvécio, Parque Florestal do Rio Doce - MG.** Tese, DCB/UFSCar. São Carlos. 293p.
- Porter, K.G., 1977. The plant-animal interface in freshwater ecosystems. **Amer. Scient.** 65: 159-170.
- Potaenko, Y.S., 1968. Seasonal dynamics of total bacterial number in water of Narochan Lakes. **Microbiology** 37(3): 540-547.
- Pourriot, R., 1977. Food and feeding habits of Rotifera. **Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.** 8: 243-260.
- Preisendorfer, R.W., 1986. Secchi disk science: visual optics of natural waters. **Limnol. Oceanogr.** 31: 909-926.
- Prescott, G.W., 1962. **Algae of the western great lakes area.** W.M.C. Brown Co. Publishers. Dubuque (USA). 977p.
- Prescott, G.M. & T.F. Andrews, 1955. A new species of *Anabaenopsis* in a Kansas lake. **Hydrobiologia** 7:60-63.
- Prescott, G.W., H.T. Croasdale & W.C. Vinyard, 1975. **A synopsis of the North American Desmids. Part II. Desmidiaceae: Placodermae. Section I.** University of Nebraska Press. Lincoln (USA). 360p.

- Prescott, G.W., H.T. Croasdale, W.C. Vinyard & C.E.M. Bicudo, 1981. **A synopsis of North American Desmids. Part II. Desmidiaceae: Placodermae. Section 3.** University of Nebraska Press. Lincoln (USA). 720p.
- Radwan, S.. 1976. Planktonic rotifers as indicators of lake trophy. **Ann. Univ. Marie Curie - Sklodowska 31: 227-235.**
- Radwan, S.. 1980. The effects of some biotic and abiotic factors on the fertility of planktonic rotifer species. **Hydrobiologia 73: 59-62.**
- Rao, S.S., 1978. Surface distributions of aerobic heterotrophs and their relationship to temperature and nutrients in Lake Superior during 1973. **J. Great Lakes Res. 4(3-4): 408-414.**
- Rao, S.S. & R.P. Bukata, 1977. The delineation of a point source plume by the study of bacterial populations. **J. Appl. Bacter. 43: 61-66.**
- Rao, S.S. & B.K. Burnison, 1976. Bacterial distributions in Lake Erie (1967, 1970). **J. Fish. Res. Board Can. 33(4): 575-580.**
- Rao, S.S. & A.A. Jurkovic, 1979. Relationship between bacterial populations and oxygen levels in the central basin of Lake Erie. **J. Great Lakes Res. 5(2): 225-228.**

- Rao, S.S., R.E. Kwiatkowski & A.A. Jurkovic, 1979. Distribution of bacteria and chlorophyll a at a nearshore station in Lake Ontario. *Hydrobiologia*. **66(I)**: 33-39.
- Reid, J.W., 1986. Chave de identificação e lista de referências bibliográficas para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da Ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). *Boll. Zool., Univ. S. Paulo* **9**: 17-143.
- Reid, J.W., R.M. Pinto-Coelho & A. Giani, 1988. Uma apreciação da fauna de Copépodos (Crustacea) da região de Belo Horizonte, com comentários sobre espécies de Minas Gerais. *Acta Limnol. Brasil*. **II**: 527-547.
- Relevante, N. & M. Gilmartin, 1980. Microplankton diversity indices as indicators of eutrophication in the northern adriatic sea. *Hydrobiologia*. **70**: 277-286.
- Reymond, O., 1980. Contribution à l'étude de Treubarria Bernard (Chlorococcales, Chlorophyceae). *Candollea* **35**: 37-70.
- Reynolds, C.S., 1980. Phytoplankton assemblages and periodicity in stratifying lake systems. *Holarct. Ecol.* **3**: 141-159.
- Reynolds, C.S., 1984. Phytoplankton periodicity: the interactions of form, function and environmental variability. *Fresh. Biol.* **14**: 111-142.

- Ribas, W.M.M., 1988. Os copepodes na Região de Cabo Frio: variação qualitativa e quantitativa durante um ciclo de ressurgência. Tese de Mestrado. Museu Nacional, U.F.R.J.. 165p.
- Robinson, J.V. & C.D. Sandgren, 1984. An experimental evaluation of diversity indices as environmental discriminators. *Hydrobiologia* 108: 187-196.
- Rocha, A.J.A., 1979. Sucessão do perifiton em substrato artificial em dois lagos de Brasília (DF). Tese de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília. 89p.
- Rolla, M.E., M.B.G.S. Dabés, R.C. Franca & E.M.V.M. Ferreira, 1990. Aspectos limnológicos do reservatório de Volta Grande, Minas Gerais/São Paulo. *Acta Limnol. Brasil.* III: 219-244.
- Rosa, Z.M., I. Ungaretti, L.M. Kremer, S.M.A. Silva, V.L.M. Callegaro & V.R. Werner, 1987. Ficoflora de ambientes lênticos - estudo da região de charqueadas, R.S., Brasil, com vistas à avaliação ambiental. *Acta bot. bras.* 1(2): 165-188.
- Ruttner, F., 1943. Beobachtungen über die tagliche Vertikalwanderung des Planktons in tropischen Seen. *Arch. Hydrobiol.* 40: 474-492.
- Ruttner-Kolisko, A., 1974. Plankton Rotifers. Biology and Taxonomy. *Die Binnengewasser* vol. XXVI/1. Supplement. 147p.

- Sager, P.E. & A.D. Hasler, 1969. Species diversity in lacustrine phytoplankton. I. The components of the index of diversity from Shannon's formula. **Amer. Naturalist** 103(929): 51-59.
- Sakamoto, M., 1966. Primary production by phytoplankton community in Japanese lakes and its dependence on lake depth. **Arch. Hydrobiol.** 62: 1-28.
- Salt, G.W., 1987. The components of feeding behavior in rotifers. **Hydrobiologia** 147: 271-281.
- Sandgreen, D., 1986. **Growth and Reproductive Strategies of Freshwater Phytoplankton.** Cambridge Univ. Press. Cambridge. 442p.
- Sant'Anna, C.L. & D.V. Martins, 1982. Chlorococcales (Chlorophyceae) dos lagos Cristalino e São Sebastião, Amazonas, Brasil: taxonomia e aspectos limnológicos. **Rev. Brasil. Bot.** 5: 67-82.
- Santos, C.G., 1990. Relatório de Hidrologia. Projeto PNUD BRA 087-011. 250p.
- Schaden, R., 1985. Rotifera. **Manual de técnicas para a preparação de coleções zoológicas**, 10. Rotifera. Soc. Brasil. Zool., São Paulo. 17p.

- Schafer, A., 1985. **Fundamentos de Ecologia e Biogeografia das Aguas Continentais**. Editora da Universidade (UFRS). Porto Alegre. 532p.
- Schoenberg, S.A. & R.E. Carlson, 1984. Direct and indirect effects of zooplankton grazing on phytoplankton in a hypereutrophic lake. *Oikos* 42: 291-302.
- Scott, A.M. & G.W. Prescott, 1961. Indonesian Desmids. *Hydrobiologia* 17(1-2): 1-131.
- Seaman, M.T., M. Gophen, B.Z. Cavari & B. Azoulay, 1986. *Brachionus calyciflorus* Pallas as agent for the removal of *E. coli* in sewage ponds. *Hydrobiologia* 135: 55-60.
- Seenayya, G. & N. Subba Raju, 1972. On the ecology and systematic position of the algae known as *Anabaenopsis raciborskii* (Wolosz.) Elekin and a critical evaluation of the forms described under the genus *Anabaenopsis*. pp:52-57. In: Desikachary, T.V. ed.. **Taxonomy and biology of blue-green algae**. Madras Ed. 378p.
- Selesi, D. & R. Vámos, 1978. Factors affecting the lethal concentration of ammonia in fish ponds. *Ichthyologie* 8(1): 115-121.

Sendacz, S., E. Kubo & M.A. Cestarolli, 1985. Limnologia de reservatórios do sudeste do Estado de São Paulo, Brasil. VIII. Zooplâncton. *Bol. Inst. Pesca* 12: 187-207.

Shannon, C.E. & W. Weaver, 1949. **The mathematical theory of communication**. Univ. Illinois Press. Urbana. 320p.

Shapiro, J., 1973. Blue-green algae: Why they became dominant. *Science* 179: 382-384.

Shapiro, J., 1980. The importance of trophic-level interactions to the abundance and species composition of algae in lakes. *Dev. Hydrobiology* 2: 105-116.

Shapiro, J., 1984. Blue-green dominance in lakes: the role and management significance of pH and CO₂. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 69: 765-790.

Shapiro, J., V. Lamarra & M. Lynch, 1975. Biomanipulation: an ecosystem approach to lake restoration. pp:85-96. In: P.L. Brezonik & J.L. Fox (eds), **Symposium on Water Quality Management Through Biological Control**, Univ. of Florida, Gainesville. 251p.

Sharma, B.K., 1978. Contributions to the rotifer fauna of West Bengal. II Genus *Lepadella* Bory de St.Vincent, 1826. *Hydrobiologia* 58(1): 83-88.

- Sharma, J.P., J.B. Srivastava & S.K. Chowdary, 1978. Effects of physico-chemical factors in rotifer fauna of lentic water bodies of Jammu region. **Indian J. Anim. Res.** 12: 23-26.
- Singh, R.N., 1962. Seasonal variants of *Anabaenopsis raciborskii* Wolosz.. **Hydrobiologia - Den Haag** 20: 87-91.
- Silsbee, D.G. & G.L. Larson, 1982. Water quality of streams in the Great Smoky Mount. Nat.Park. **Hydrobiologia** 89: 97-115.
- Sládeček, V., 1965. The future of the saprobity system. **Hydrobiologia** 25: 518-537.
- Sládeček, V., 1983. Rotifers as indicators of water quality. **Hydrobiologia** 100: 162-201.
- Sládeček, V. & J. Perman, 1978. Saprobic sequence within the genus *Euglena*. **Hydrobiologia** 57(1): 57-58.
- Slobodchikoff, C.N. & J.E. Parrot, 1977. Seasonal diversity in aquatic insect communities in an all-year stream system. **Hydrobiologia** 52: 143-151.
- Smith, G.M., 1920. Phytoplankton of the inland lakes of Wisconsin. Part I: Mixophyceae, Phaeophyceae, Heterokontae and Chlorophyceae exclusive of the Desmidiaceae. **Wisconsin Geological and Natural History Survey Bull.** 57(1): 1-243.

- Smith, G.M., 1924. Phytoplankton of the inland lakes of Wisconsin. Part II: Desmidiaceae. **Wisconsin Geological and Natural History Survey Bull.**57(2): 1-227.
- Smith, R.E.H. & J. Kalff, 1983. Competition for phosphorus among co-occurring freshwater phytoplankton. **Limnol. Oceanogr.** 28(3): 448-464.
- Smith, V.H., 1983. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. **Science** 221: 669-670.
- Sneath, P.H. & R.R. Sokal, 1973. **Numerical Taxonomy. The principles and practice of numerical classification.** W.H. Freeman & Co. San Francisco. 573p.
- Snell, T.W., 1980. Blue-green algae and selection in Rotifer populations. **Oecologia** 46: 343-346.
- Sorensen, T., 1948. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analysis of the vegetation on Danish commons. **Biol. Skr.** 5: 1-34.
- Sorokin, Y.I., 1971. Bacterial populations as components of oceanic ecosystems. **Marine Bio.** 11: 101-105.

- Starkweather, P.L., 1980. Aspects of the feeding behavior and trophic ecology of suspension-feeding rotifers. *Hydrobiologia* 73: 63-72.
- Starkweather, P.L., J. Gilbert & T.M. Frost, 1979. Bacterial feeding by the rotifer *Brachionus calyciflorus*: clearance and ingestion rates, behavior and population dynamics. *Oecologia* 44: 26-30.
- Starkweather, P.L. & P.E. Kellar, 1987. Combined influences of particulate and dissolved factors in the toxicity of *Microcystis aeruginosa* (NRS-SS-17) to the rotifer *Brachionus calyciflorus*. *Hydrobiologia* 147: 375-378.
- Starling, F.L.R.M., 1989. Estudo Experimental dos Impactos de Peixes Planctófagos sobre a Comunidade Planctônica e a Qualidade da Água do Lago Paranoá, Brasília, D.F. Tese de Mestrado. Universidade de Brasília. 238p.
- Stephenson, W., W.T. Williams & S.D. Cook, 1974. The benthic fauna of soft bottoms, Moreton Bay. *Mem. Queensl. Mus.* 17 73-123.
- Stewart, L.J. & D.G. George, 1987. Environmental factors influencing the vertical migration of planktonic rotifers in a hypereutrophic tarn. *Hydrobiologia* 147: 203-208.

- Sudzuki, M., 1964. New systematic approach to the Japanese planktonic Rotatoria. *Hydrobiologia* 23(1/2): 1-124.
- Swar, D.B. & C.H. Fernando, 1980. Some studies on the ecology of limnetic crustacean zooplankton in Lakes Begnas and Rupa, Pokhara Valley, Nepal. *Hydrobiologia* 70: 235-245.
- Takahashi, M. & Y. Saijo, 1981. Nitrogen metabolism in lake Kizaki, Japan. I: Ammonium and nitrate uptake by phytoplankton. *Arch. Hidrobiol.* 91(4): 393-407.
- Takahashi, M., M. Yoshira & Y. Saijo, 1982. Nitrogen metabolism in Lake Kizaki, Japan. III. Active nitrification in early summer. *Arch. Hydrobiol.* 93(3): 272-286.
- Takino, M. & M.H. Maier, 1981. Hydrology of reservoirs in the Saõ Paulo State, Brazil. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 21: 1060-1065.
- Talling, J.F., 1957. Diurnal changes of stratification and photosynthesis in some tropical african lakes. *Proc. R. Soc. B.* 147: 57-83.
- Talling, J.F., 1966. The annual cycle of stratification and phytoplankton growth in Lake Vitoria (East Africa). *Intern. Rev. Ges. Hydrob.* 51: 545-621.

Talling, J.F., 1969. The incidence of vertical mixing and some biological and chemical consequences, in a tropical African lake. *Verh. Intern. Theoret. Ang. Limnol.* 17: 998-1212.

Talling, J.F., 1973. The application of some electrochemical methods to the measurement of photosynthesis and respiration in freshwaters. *Freshwat. Biol.* 3: 335-362

Talling, J.F., 1976. The depletion of carbon dioxide from lake by phytoplankton. *J. Ecol.* 64: 79-120.

Talling, J.F., 1986. The seasonality of phytoplankton in African lakes. *Hydrobiologia* 138: 139-160.

Teiling, E., 1967. The desmid genus *Staurodesmus*: a taxonomic study. *Arch. für Bot.* 6(11): 467-629.

Tilman, D., S.S. Kilham & P. Kilham, 1982. Phytoplankton community ecology: the role of limiting nutrients. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 13: 349-372.

Toez, D. & B. Cole, 1980. Ammonia mineralization and cycling in Shagawa Lake, Minnesota. *Arch. Hydrobiol.* 88(1): 9-23.

Toledo, L.G., 1986. **Estudo anual da produção primária do fitoplâncton e dos fatores limnológicos no Lago Paranoá, Brasília, DF, Brasil.** Tese de Mestrado. Universidade de Brasília. 96p.

Toledo, L.G., J.S. Freitas & C.J.A. Ferreira, 1988. **Variações de parâmetros limnológicos no Lago Paranoá, Brasília, DF.** *Acta Limnol. Brasil.* 2: 219-237.

Toledo, L.G. & J.D. Hay, 1988. **Variação sazonal da produção primária do fitoplâncton e dos fatores limnológicos do Lago Paranoá, Brasília, DF.** *Acta limnol. Brasil.* II: 347-365.

Trust, T.J. & K.H. Bartlett, 1974. **Occurrence of potential pathogens in water containing ornamental fishes.** *Appl. Microbiol.* 28: 35.

Tundisi, J.G., 1977. **Produção primária, "standing-stock", fracionamento do fitoplâncton e fatores ecológicos em ecossistema lacustre artificial (Represa do Broa, São Carlos).** Tese de Livre Docência, Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto, SP. 409p.

Tundisi, J.G., 1980. **Ecology of a shallow tropical reservoir in Brasil.** pp:893-906. *In: UNESCO, Man and Biosphere. Tropical ecology and development.*

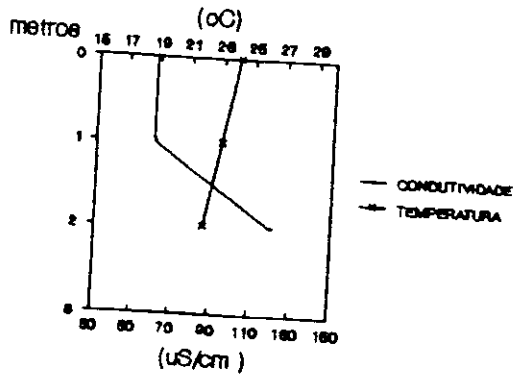
- Tundisi, J.G., 1981. Typology of reservoirs in Southern Brazil. *Vehr. Intern. Verein. Theor. Ang. Limnol.* 21: 1031-1039.
- Twombly, S., 1983. Seasonal and short term fluctuations in zooplankton abundance in tropical Lake Malawi. *Limnol. Oceanogr.* 28(6): 1214-1224.
- Uehlinger, V., 1964. Etude statistique des méthodes de dénombrement planctonique. *Archiv. des Scien.* vol.17(2): 121-222.
- Uherkovich, G., 1966. *Die Scenedesmus*. Arten Ungarns, Akadémiai Kiadó. Budapest. 167p.
- Utermohl, H., 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplanktonmethodik. *Mitt. int. Ver. Limnol.* 9: 1-38.
- Valentin, J.L., 1989. Curso de Ecologia Numérica. *Apostila*. Instituto de Estudos do Mar Alm. Paulo Moreira. Arraial do Cabo. RJ 115p.
- Vámos, R. & R. Tasnádi, 1967. Ammonia poisoning in carp. 3. The oxygen content as a factor influencing the toxic limit of ammonia. *Acta Biol. Szeged.* 13(3-4): 99-105.
- Van Nuland, G.J. & J.F.G.M. Meis, 1980. Comparison of a few systems for the determination of saprobic and trophic degree on the basis of plankton data. *Hydrobiologia* 70: 251-256.

- Vanderpost, J.M., 1972. Bacterial and physical characteristics of Lake Ontario sediment during several months. *In: Proceedings 15th Conference Great Lakes Research*. Internat. Assoc. Great Lakes Res..p.198-213.
- Voigt, M., 1956/57. *Rotatoria. Die Radertiere Mitteleuropas. Nikolassee*. Berlin. I.Textbd.:508p.;II.Tafelbd.T.:1-115p.
- Vollenweider, R.A. ed., 1969. *A manual on methods for measuring primary production in aquatic environments*. IBP Handbook, vol. 12. Blackwell Scientific Publ.. Oxford. 225p.
- Vollenweider, R.A., 1983. *Eutrophication. Lecture notes distributed at Second Technical Meeting Regional Project on Eutrophication in Tropical Lakes*. (mimeografado)
- Walz, N., 1987. Comparative population dynamics of the rotifers *Erachionus angularis* and *Keratella cochlearis*. *Hydrobiologia* 147: 204-213.
- West, W., G.S. West & N. Carter, 1923. *A monograph of the British Desmidiaceae*. 5.vol. Royal Society. London.300p.
- Wetzel, R.G., 1975. *Limnology*. W.B. Saunders Co..Philadelphia. 743p.

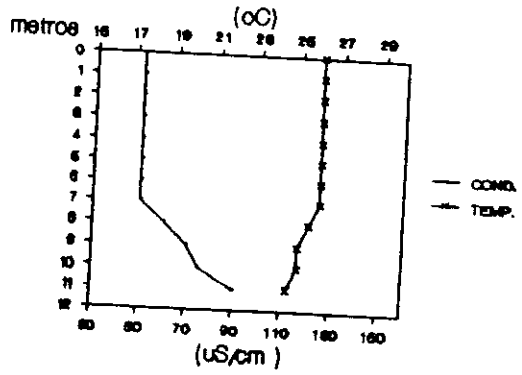
- Wetzel, R.G. & G.E. Likens, 1979. *Limnological analysis*. W.B. Saunders Co. Philadelphia. 357p.
- Winkler, L.W., 1888. Die Bestimmung des in Wasser gelvsten Sauerstoffes. *Berichte der Deutschen Chemischen Gesellschaft* 21:2843-2854.
- Willen, E., 1976. A simplified method of phytoplankton counting. *Br. phycol. J.* 11: 265-278.
- Willen, E., 1987. Phytoplankton and reversed eutrophication in Lake Malaren, central Sweden, 1965-1983. *Br. phycol. J.* 22: 193-208.
- Winner, R.W., 1972. An evaluation of certain indices of eutrophy and maturity in lakes. *Hydrobiologia* 40: 225-245.
- WHO (World Health Organization), 1986. *Amonia*. Environmental Health Criteria 54. International Programme on Chemical Safety. Geneve. 210p.
- Woelkerling, W.J., R.R. Kowal & S.B. Gough, 1976. Sedgwick-Rafter cell counts: a procedural analysis. *Hydrobiologia* 48(2): 95-107.

- Zand, S.M., 1976. Indexes associated with information theory in water quality. *J.Wat.Poll.Contr.Fed.* 48(8):2026-2031.
- Zánkai, P.N. & J.E. Ponyi, 1986. Composition, density and feeding of crustacean zooplankton community in a shallow, temperate lake (Lake Balaton, Hungary). *Hydrobiologia* 135: 131-147.
- Zaret, T.M. & W.C. Kerfoot, 1978. Fish predation on *Bosmina longirostris*: body-size selection versus visibility selection. *Ecology* 56: 232-237.
- Zobell, C.E., 1940. Some factors which influence oxygen consumption by bacteria in lake water. *Biol. Bull.* 87: 388-402.
- Zobell, C.E., 1968. Bacterial life in the deep sea. *Bull. Misaki. Mar. Biol. Inst., Kyoto Univ.* 12: 77-96.

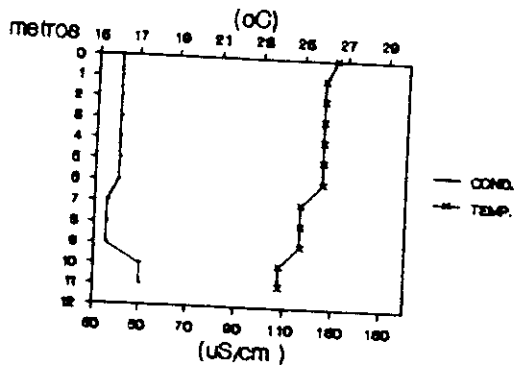
PONTO 1



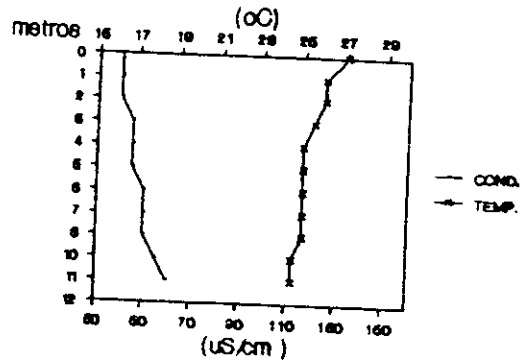
PONTO 2



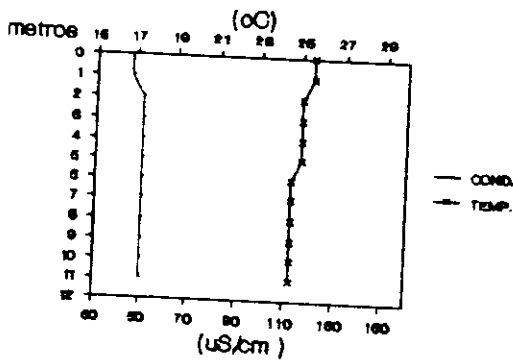
PONTO 3



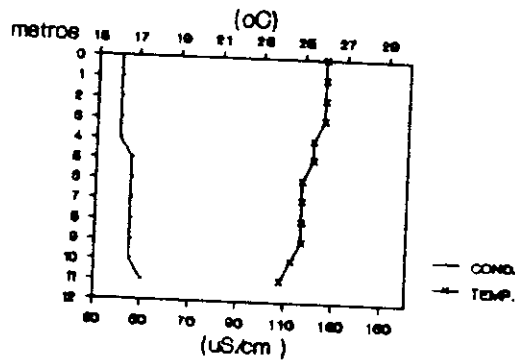
PONTO 4



PONTO 5



PONTO 6



PONTO 7

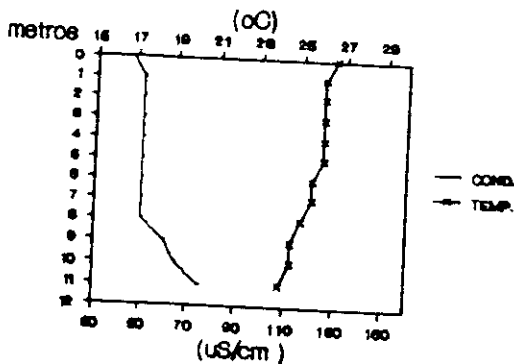
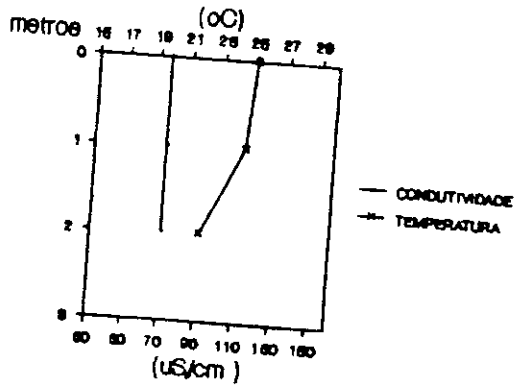
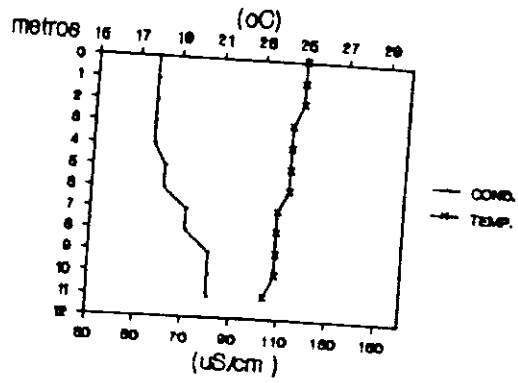


FIGURA 8.
PERFIL DE TEMPERATURA E
DE CONDUTIVIDADE
MARÇO 88

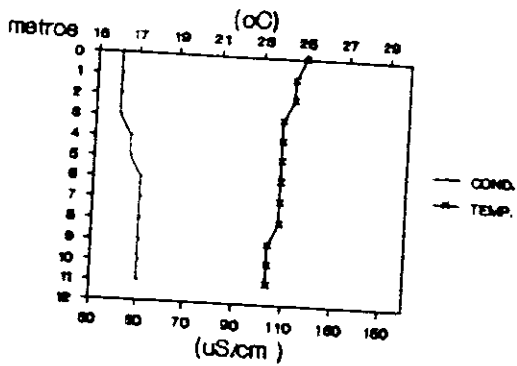
PONTO 1



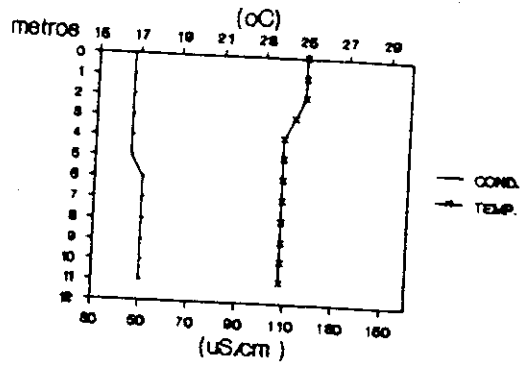
PONTO 2



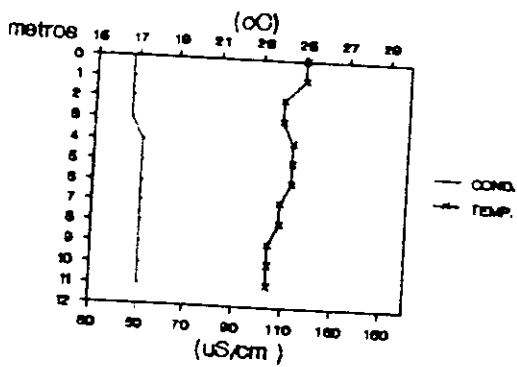
PONTO 3



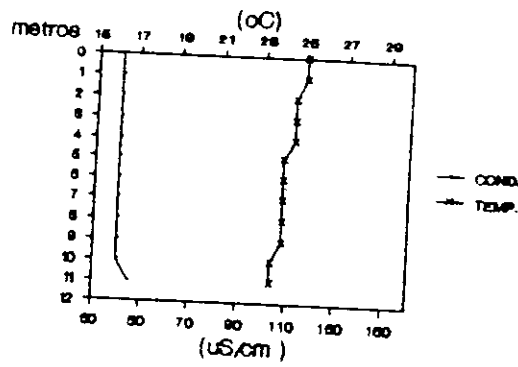
PONTO 4



PONTO 5



PONTO 6



PONTO 7

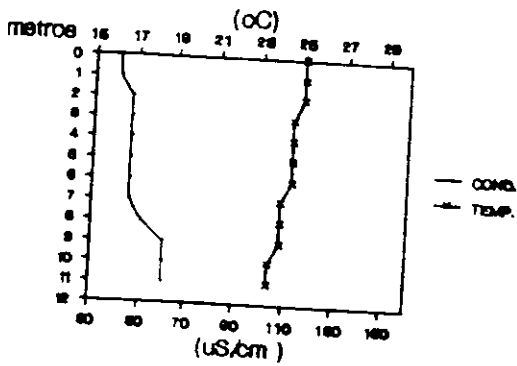


FIGURA 9.
PERFIL DE TEMPERATURA E
DE CONDUTIVIDADE
ABRIL 88

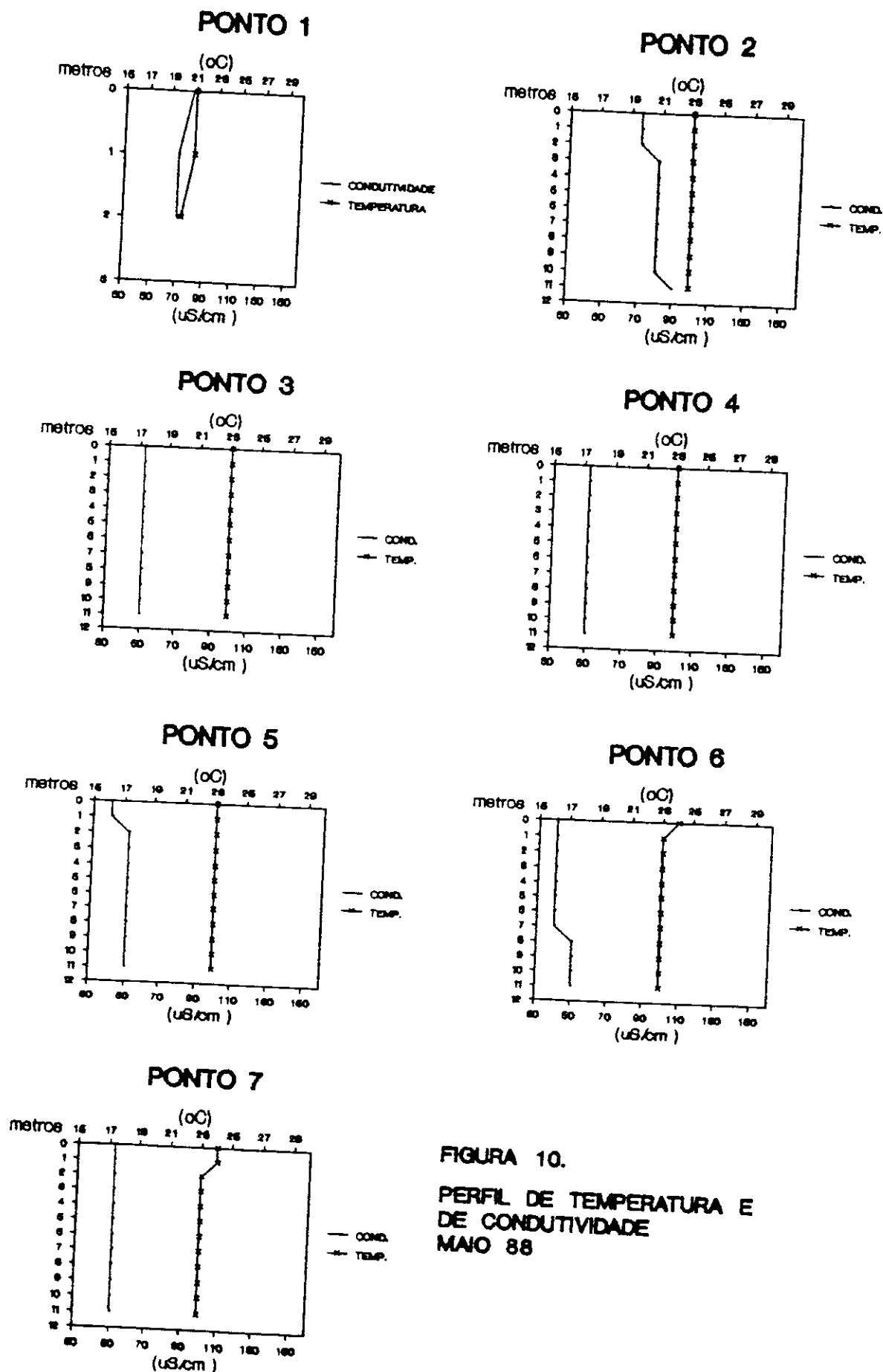
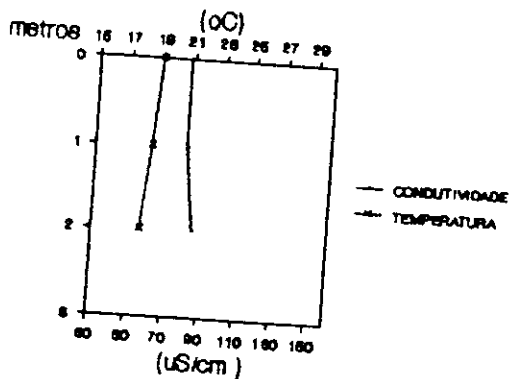
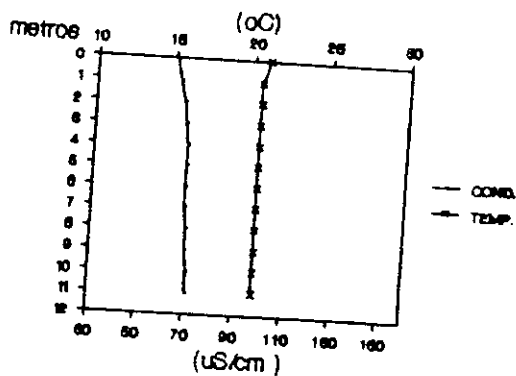


FIGURA 10.
PERFIL DE TEMPERATURA E
DE CONDUTIVIDADE
MAIO 88

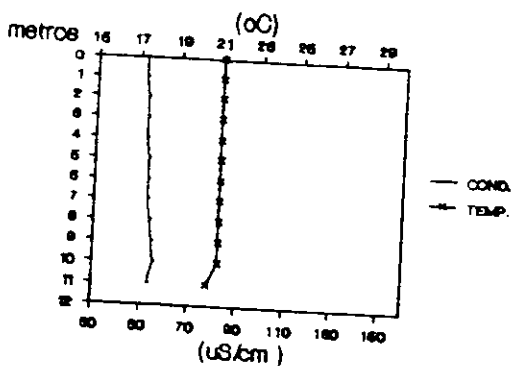
PONTO 1



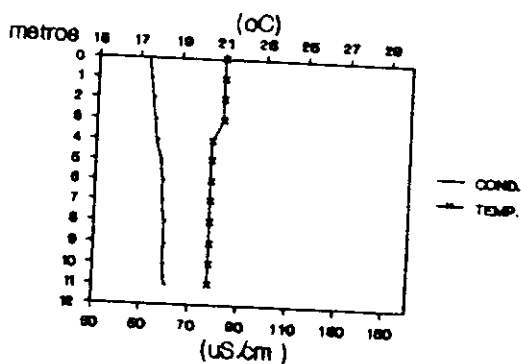
PONTO 2



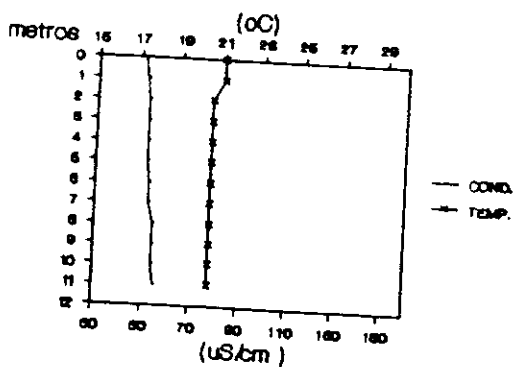
PONTO 3



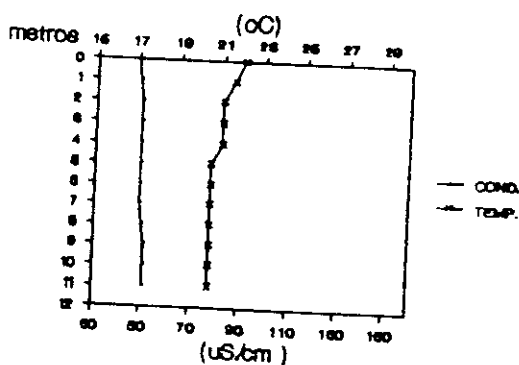
PONTO 4



PONTO 5



PONTO 6



PONTO 7

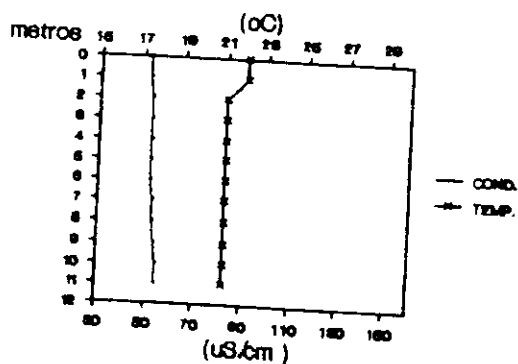
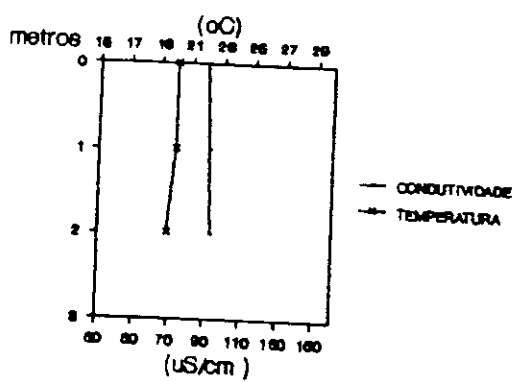


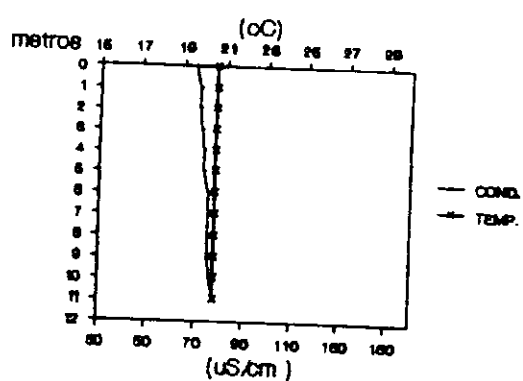
FIGURA 11.

PERFIL DE TEMPERATURA E DE CONDUTIVIDADE JUNHO 88

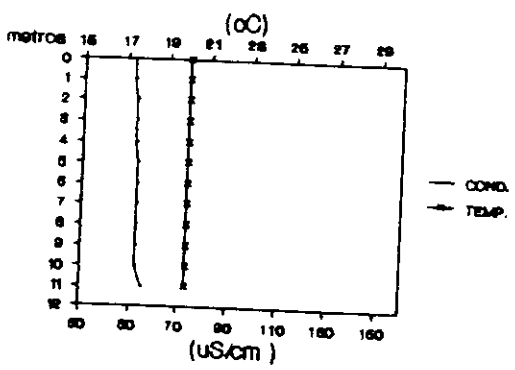
PONTO 1



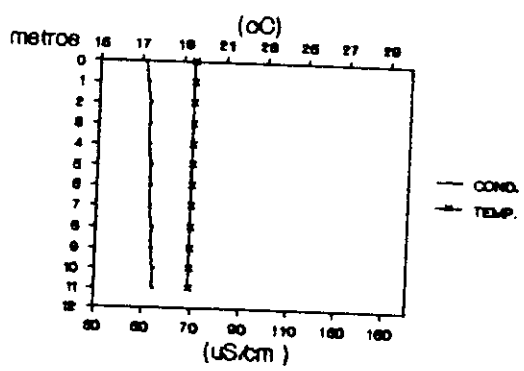
PONTO 2



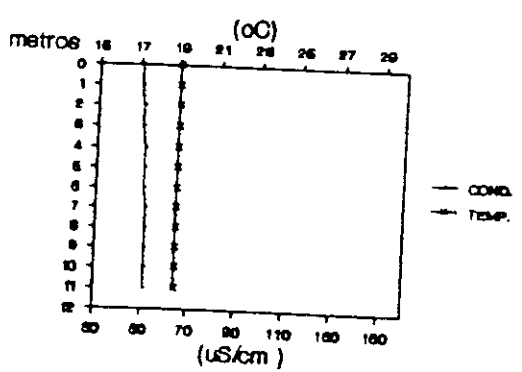
PONTO 3



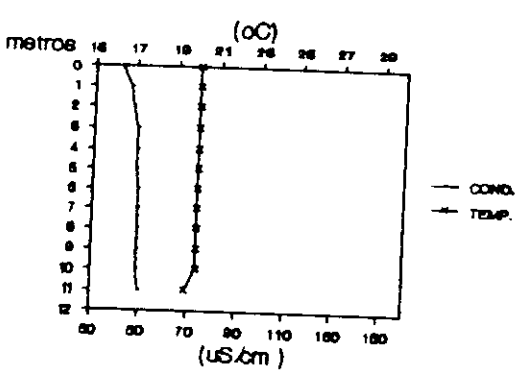
PONTO 4



PONTO 5



PONTO 6



PONTO 7

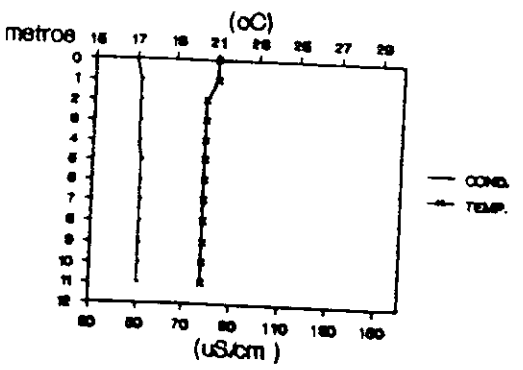
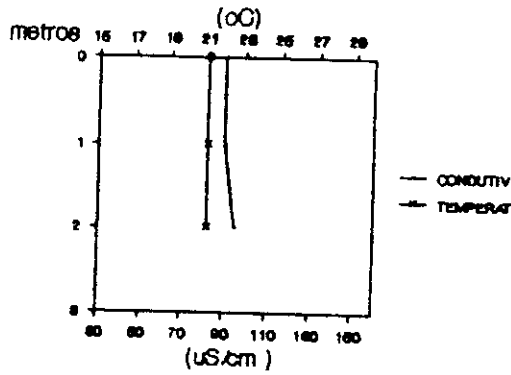
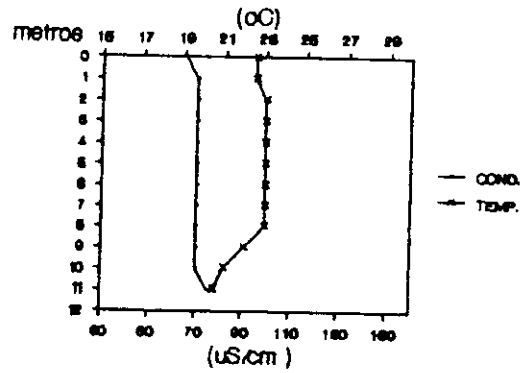


FIGURA 12.
 PERFIL DE TEMPERATURA E
 DE CONDUTIVIDADE
 JULHO 88

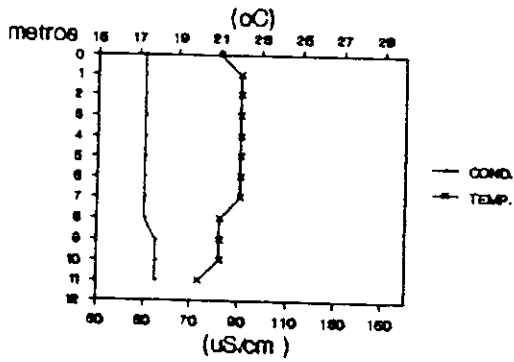
PONTO 1



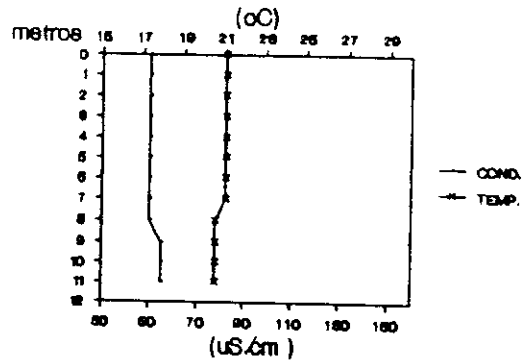
PONTO 2



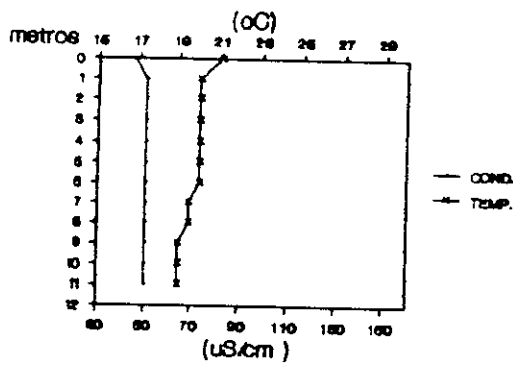
PONTO 3



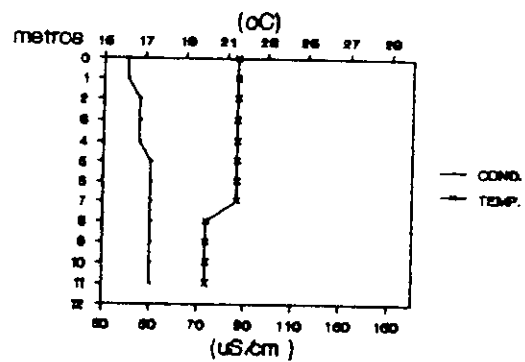
PONTO 4



PONTO 5



PONTO 6



PONTO 7

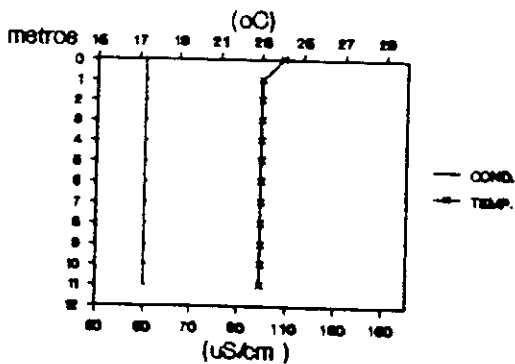


FIGURA 13.
PERFIL DE TEMPERATURA E
DE CONDUTIVIDADE
AGOSTO 88

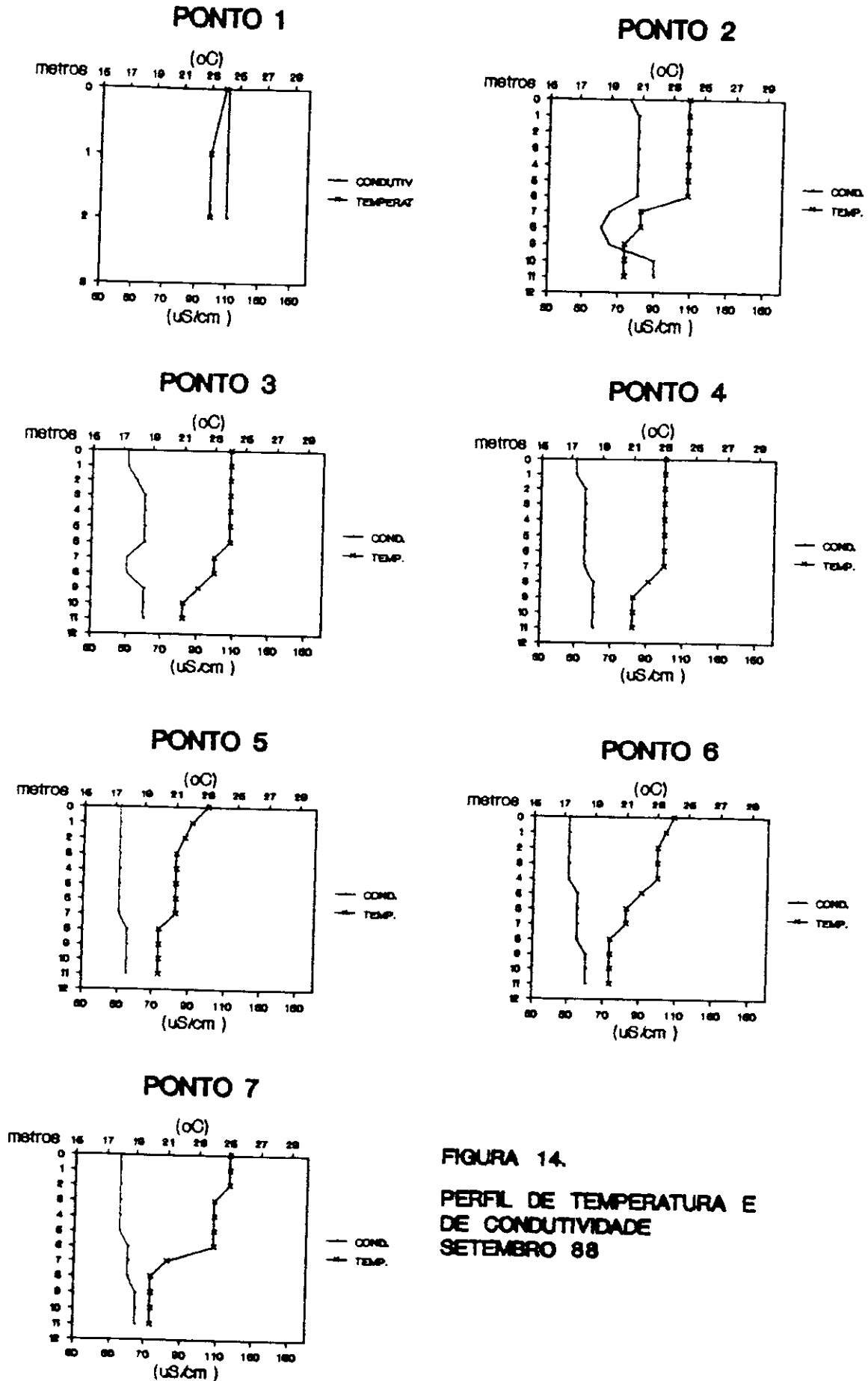


FIGURA 14.
 PERFIL DE TEMPERATURA E
 DE CONDUTIVIDADE
 SETEMBRO 88

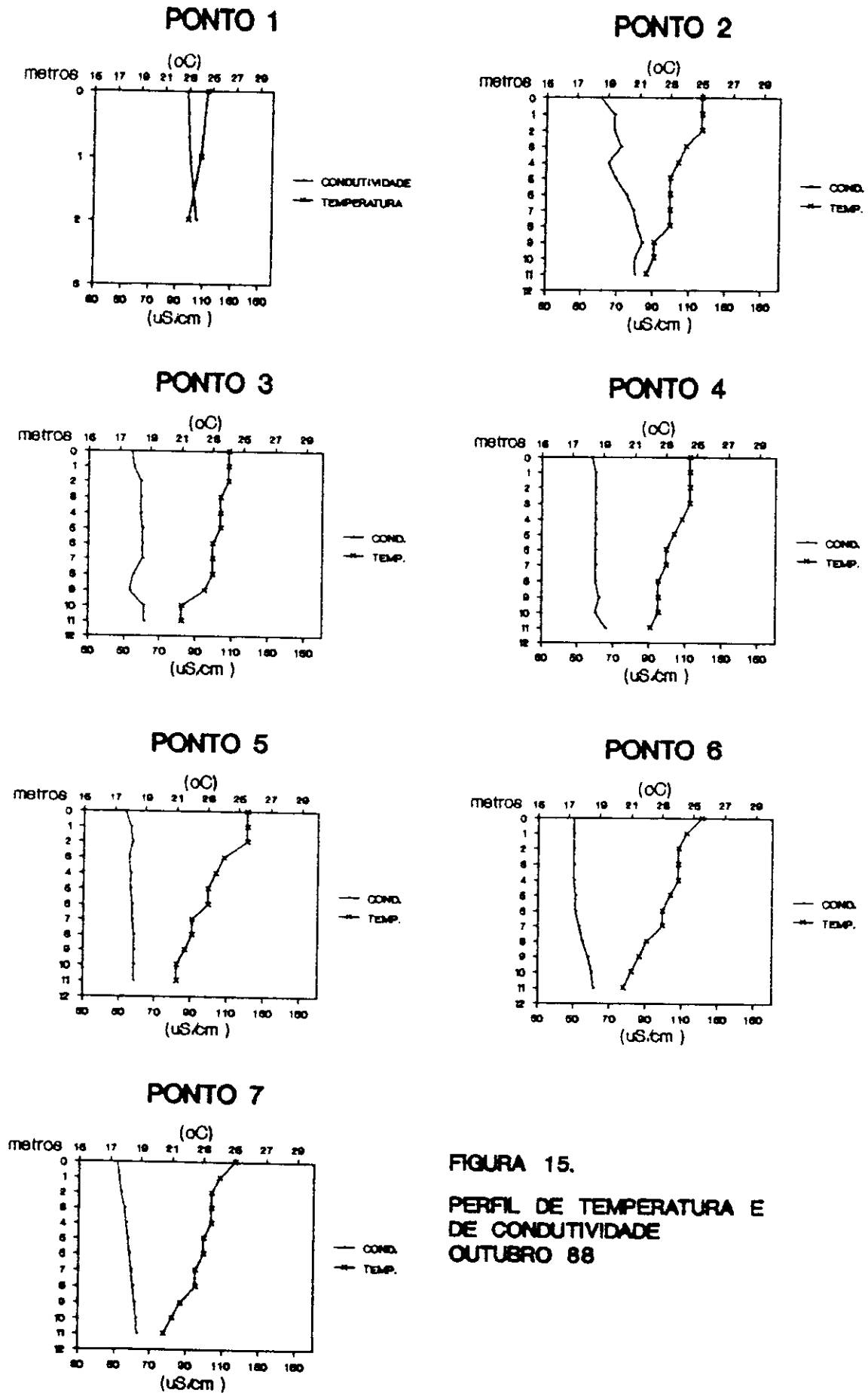
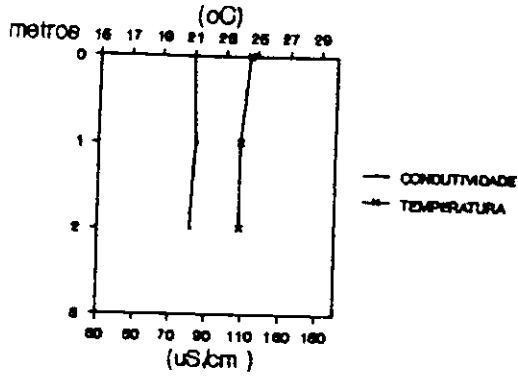
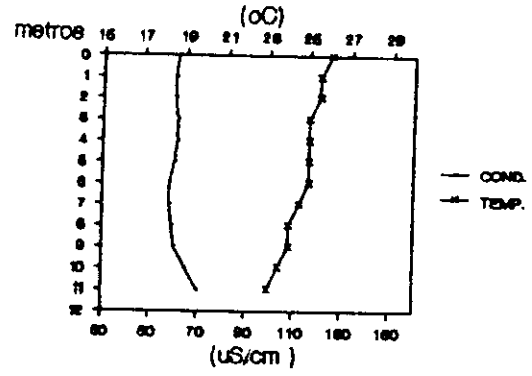


FIGURA 15.
 PERFIL DE TEMPERATURA E
 DE CONDUTIVIDADE
 OUTUBRO 88

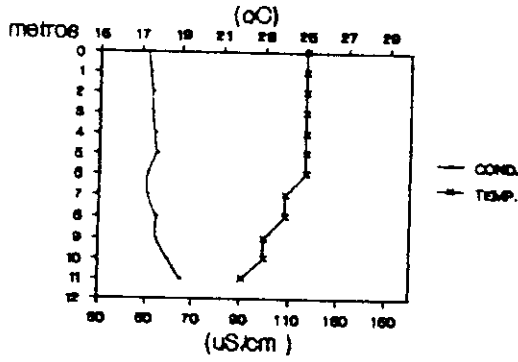
PONTO 1



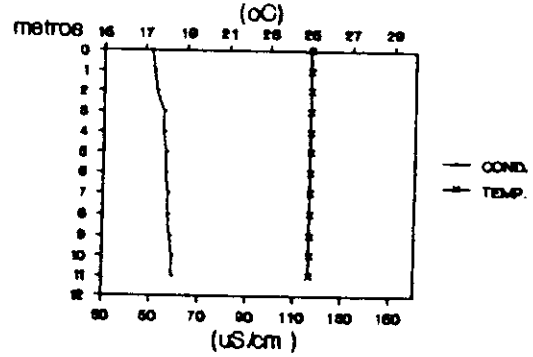
PONTO 2



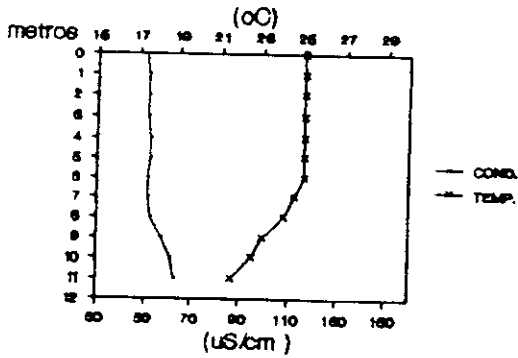
PONTO 3



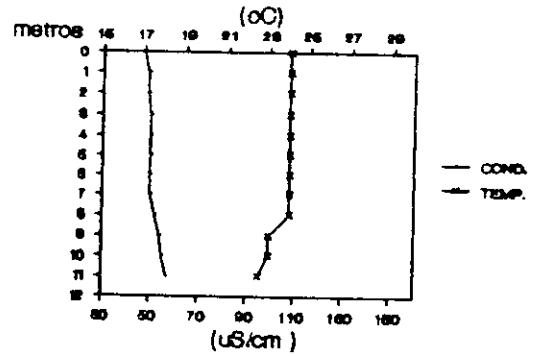
PONTO 4



PONTO 5



PONTO 6



PONTO 7

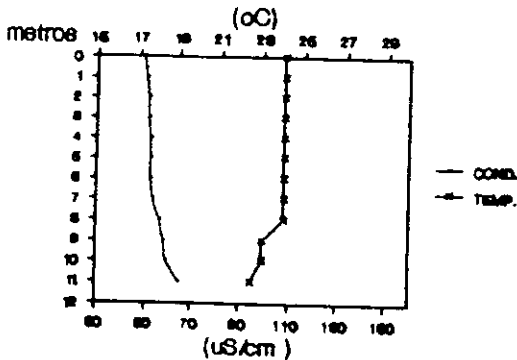
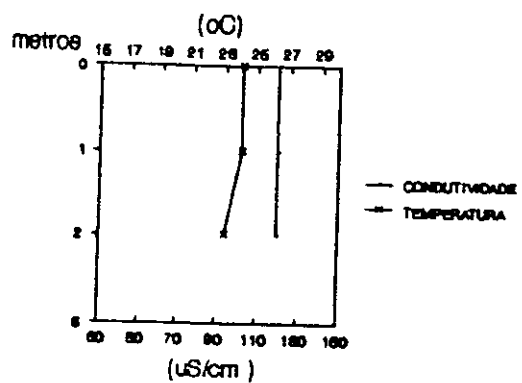
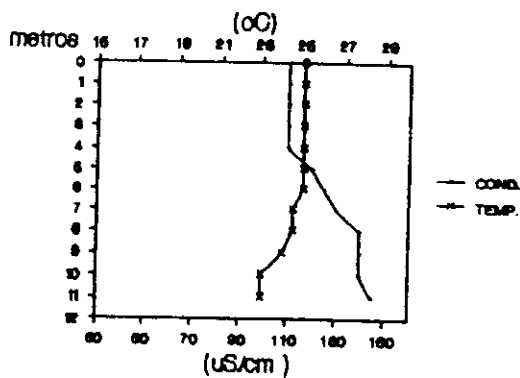


FIGURA 18.
PERFIL DE TEMPERATURA E
DE CONDUTIVIDADE
NOVEMBRO 88

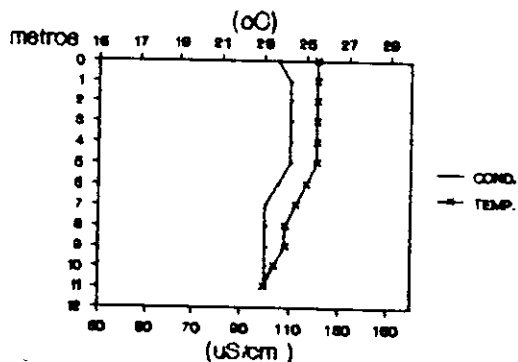
PONTO 1



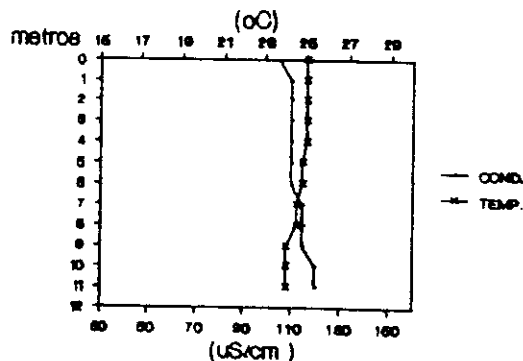
PONTO 2



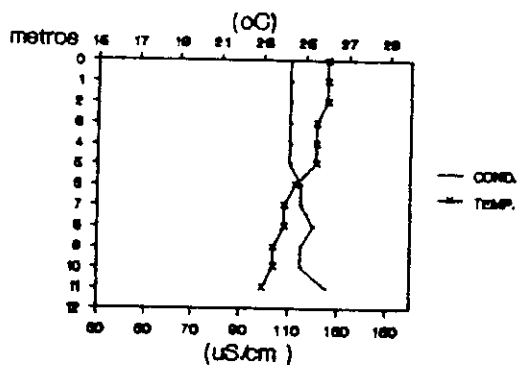
PONTO 3



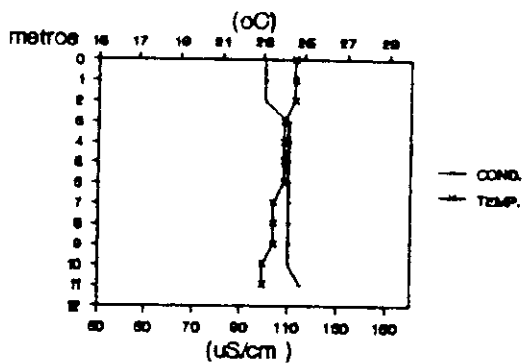
PONTO 4



PONTO 5



PONTO 6



PONTO 7

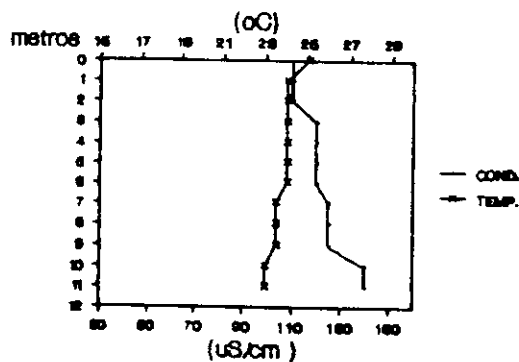
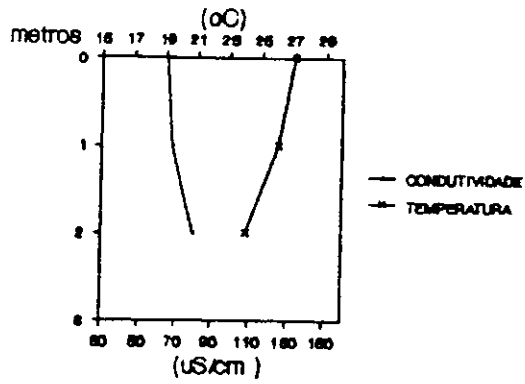
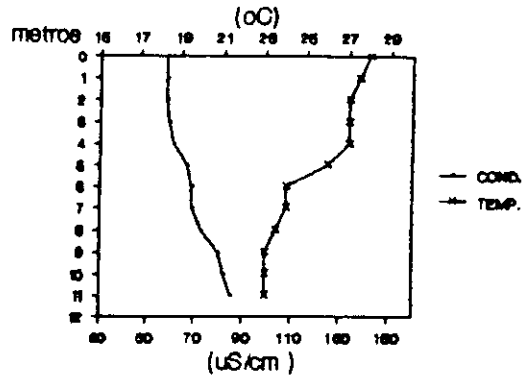


FIGURA 17.
PERFIL DE TEMPERATURA E
DE CONDUTIVIDADE
DEZEMBRO 88

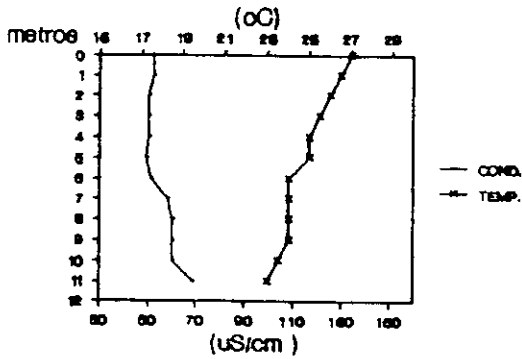
PONTO 1



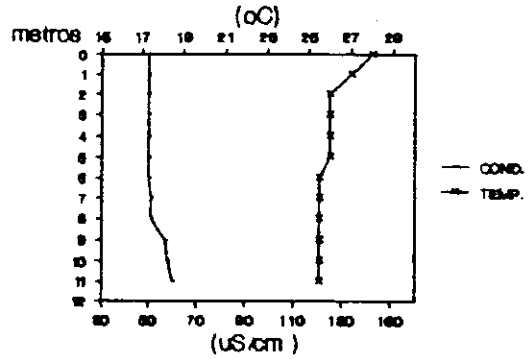
PONTO 2



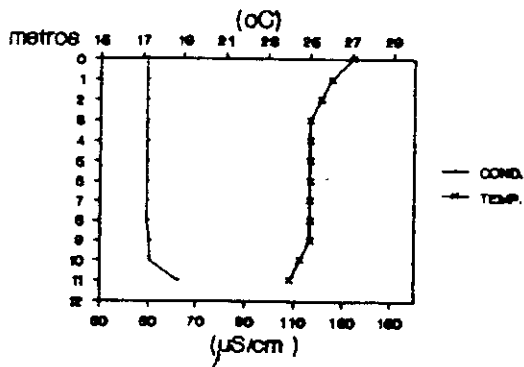
PONTO 3



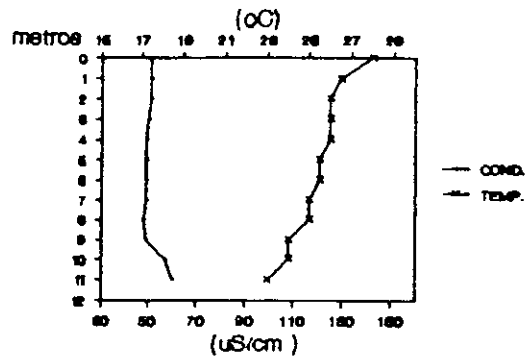
PONTO 4



PONTO 5



PONTO 6



PONTO 7

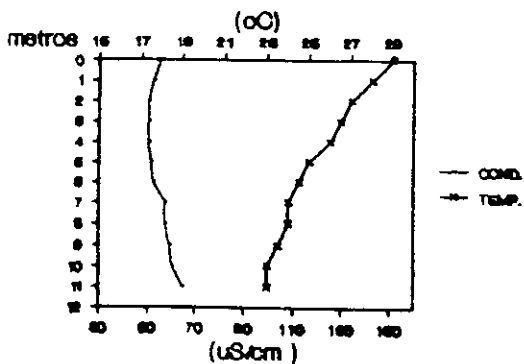


FIGURA 18.
PERFIL DE TEMPERATURA E
DE CONDUTIVIDADE
JANEIRO 89

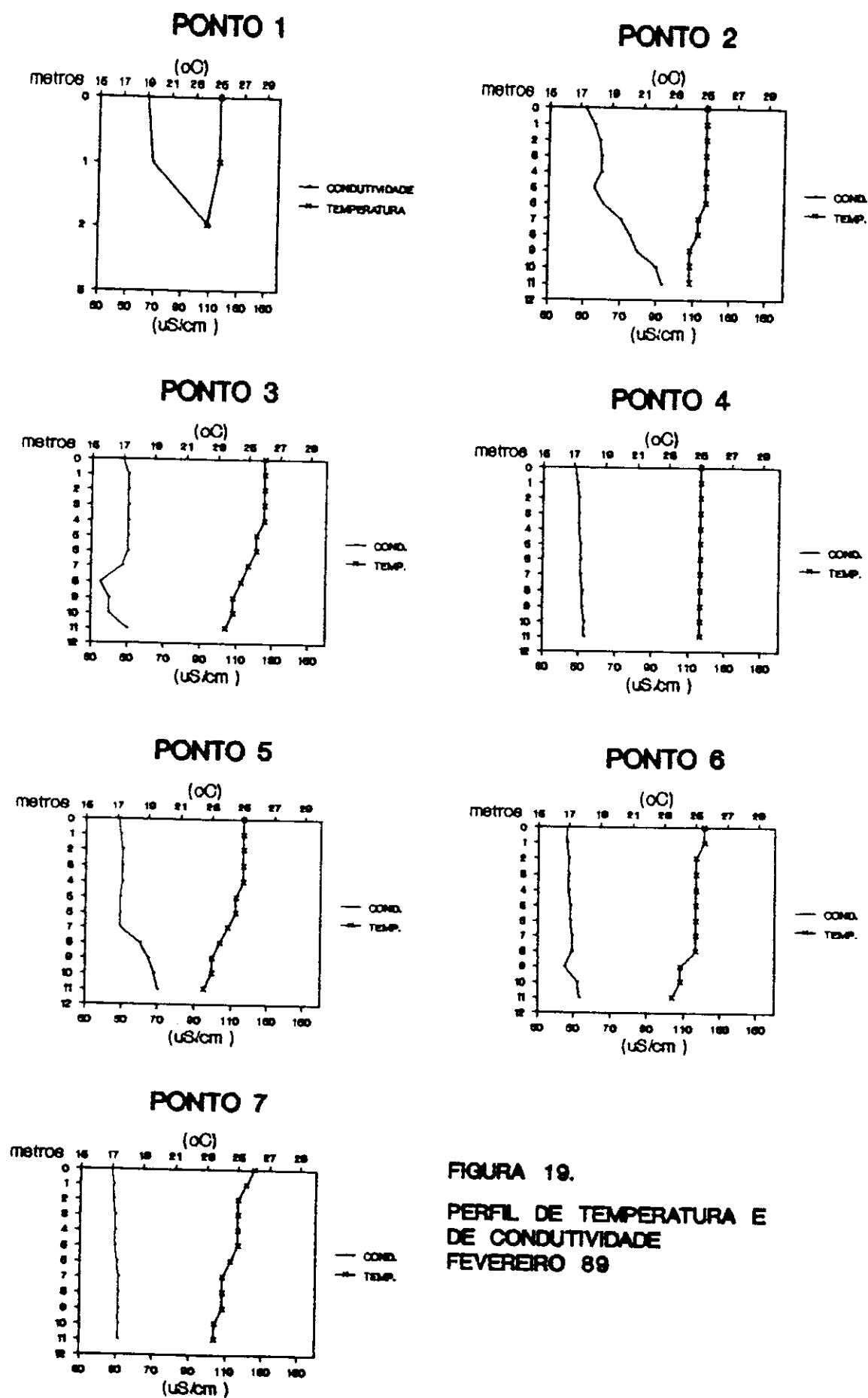


FIGURA 19.
 PERFIL DE TEMPERATURA E
 DE CONDUTIVIDADE
 FEVEREIRO 89

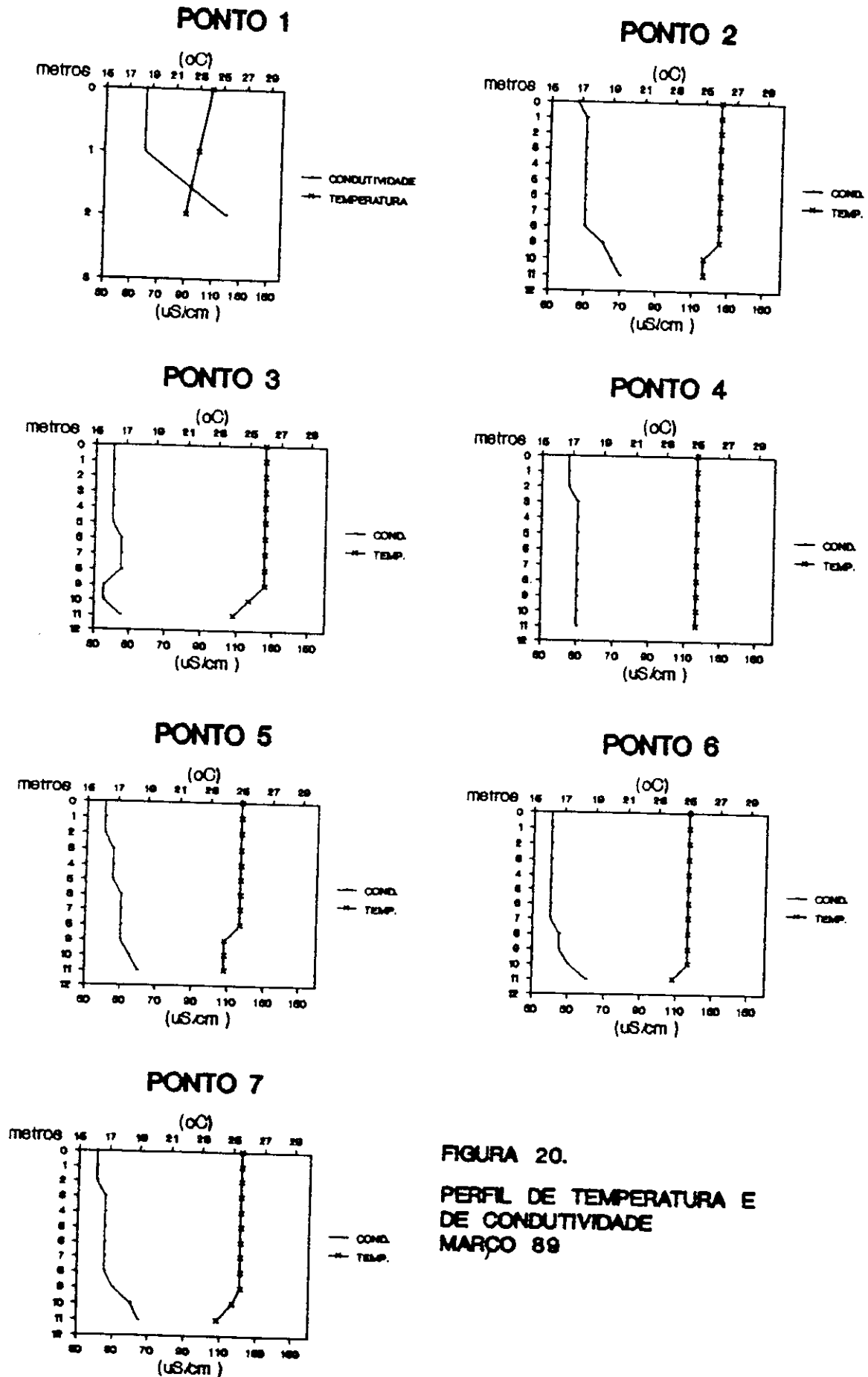


FIGURA 20.
PERFIL DE TEMPERATURA E
DE CONDUTIVIDADE
MARÇO 89

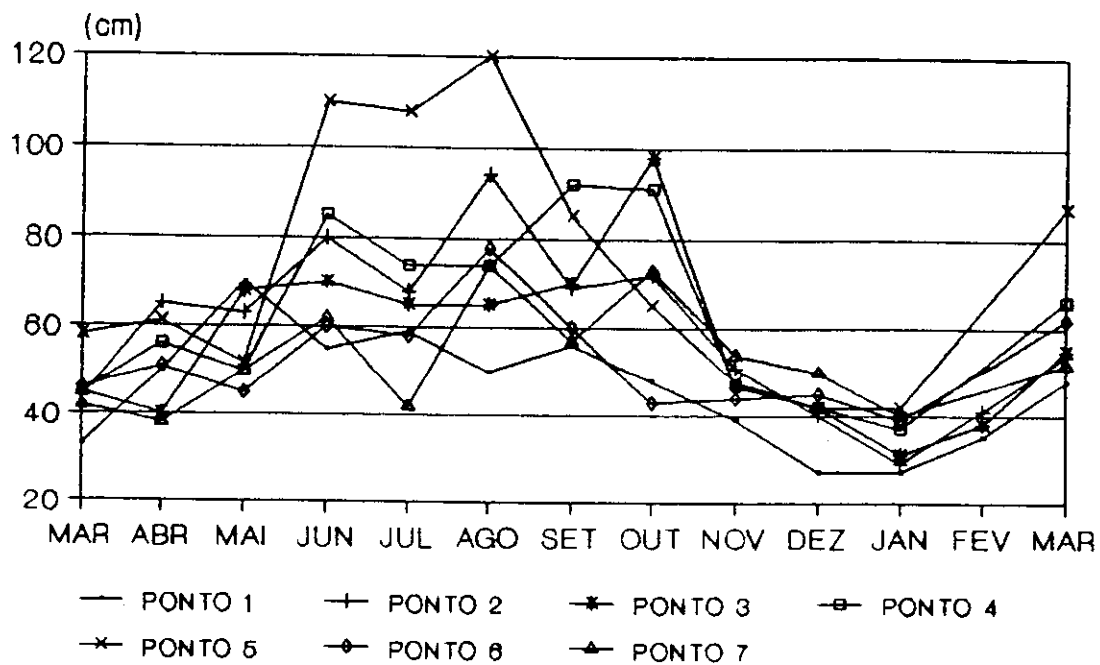


FIGURA 21. TRANSPARÊNCIA DA ÁGUA NOS 7 PONTOS

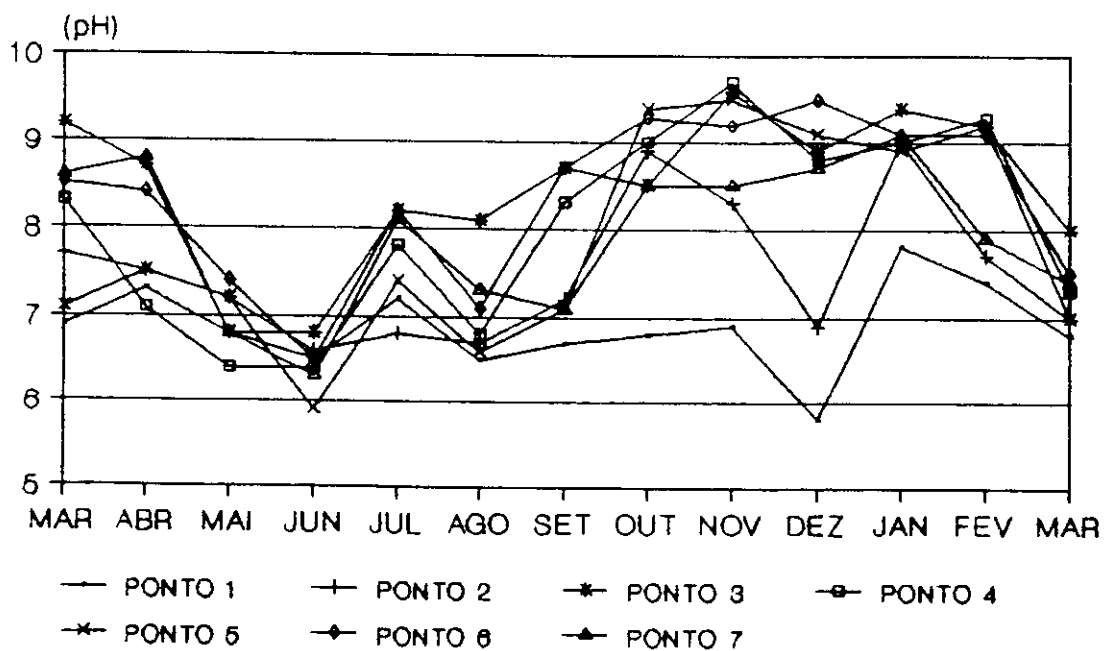


FIGURA 22. MEDIDAS DO pH A 1 METRO DE PROFUNDIDADE

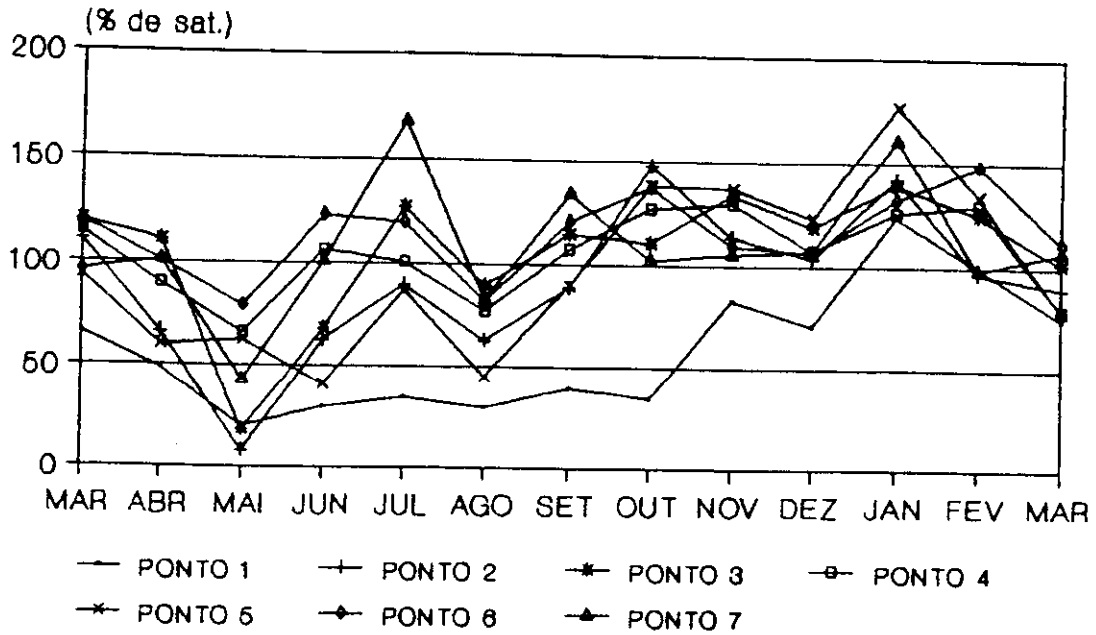


FIGURA 23. PERCENTUAL DE SATURAÇÃO DE OXIGENIO DISSOLVIDO A 1 METRO DE PROFUNDIDADE

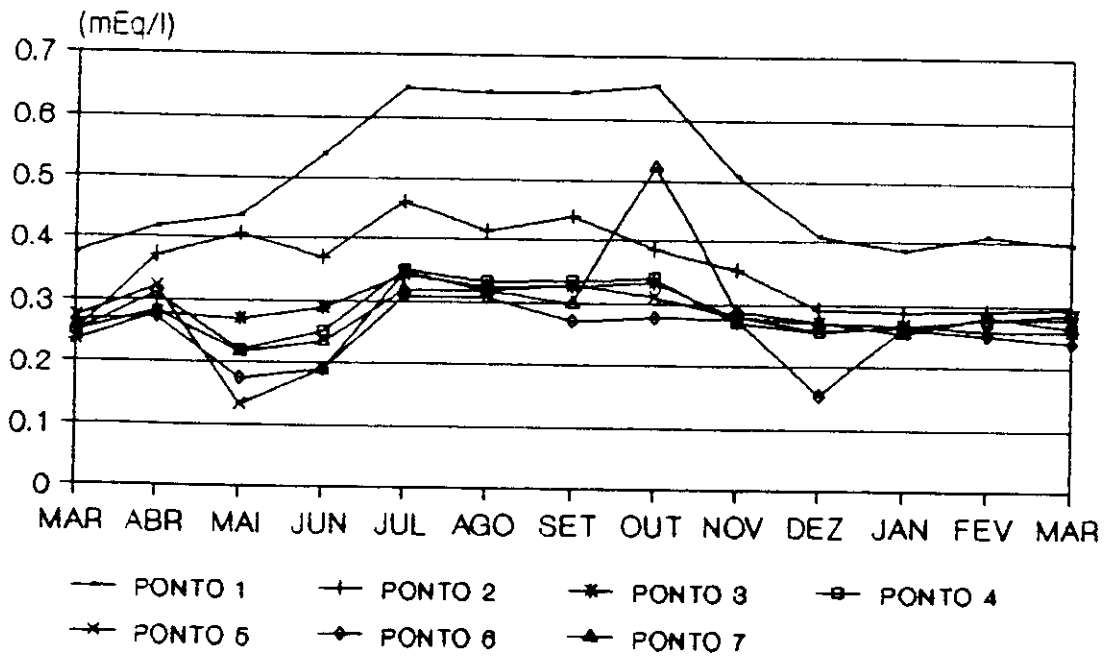


FIGURA 24. ALCALINIDADE TOTAL A 1 METRO DE PROFUNDIDADE

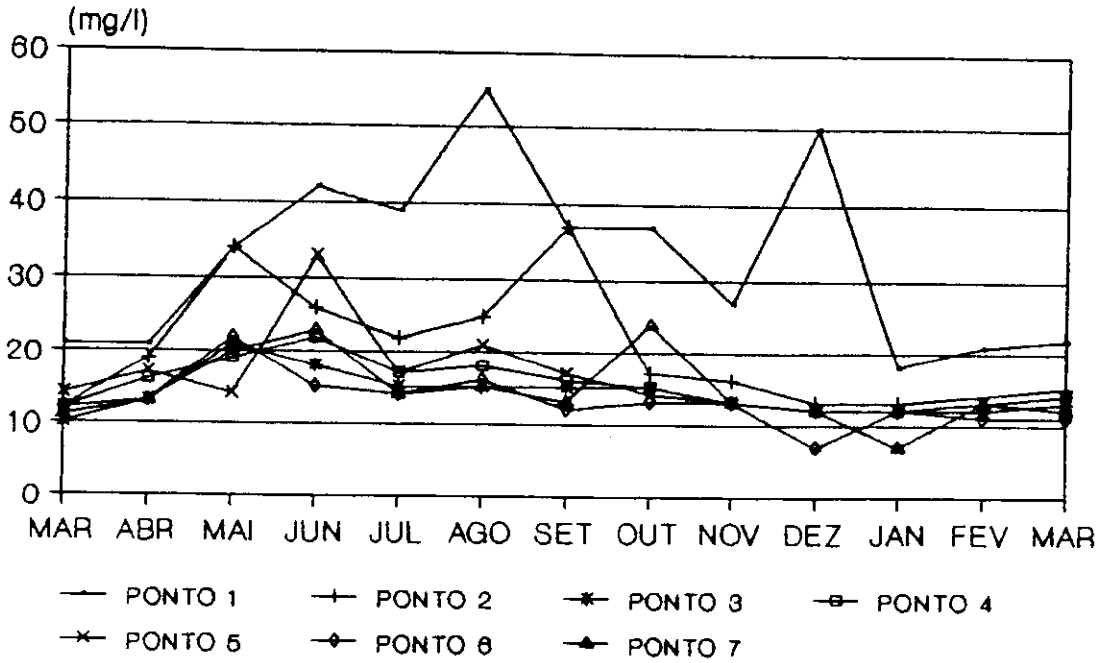


FIGURA 25. CARBONO INORGÂNICO TOTAL A 1 METRO DE PROFUNDIDADE

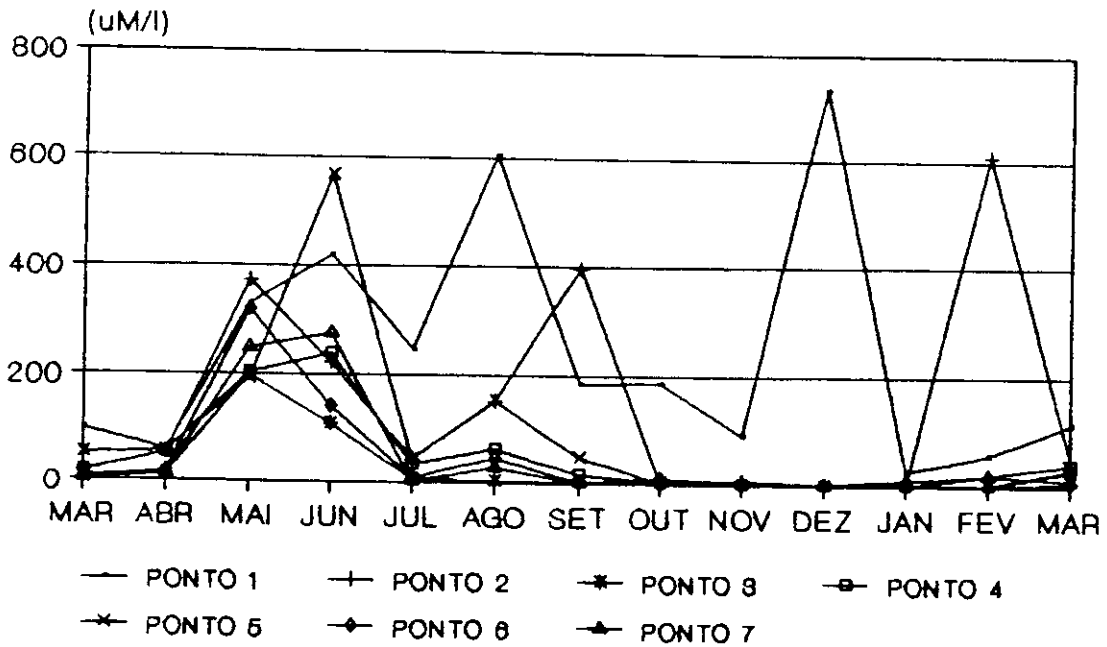


FIGURA 26. CONCENTRAÇÃO DE CO2 A 1 METRO DE PROFUNDIDADE

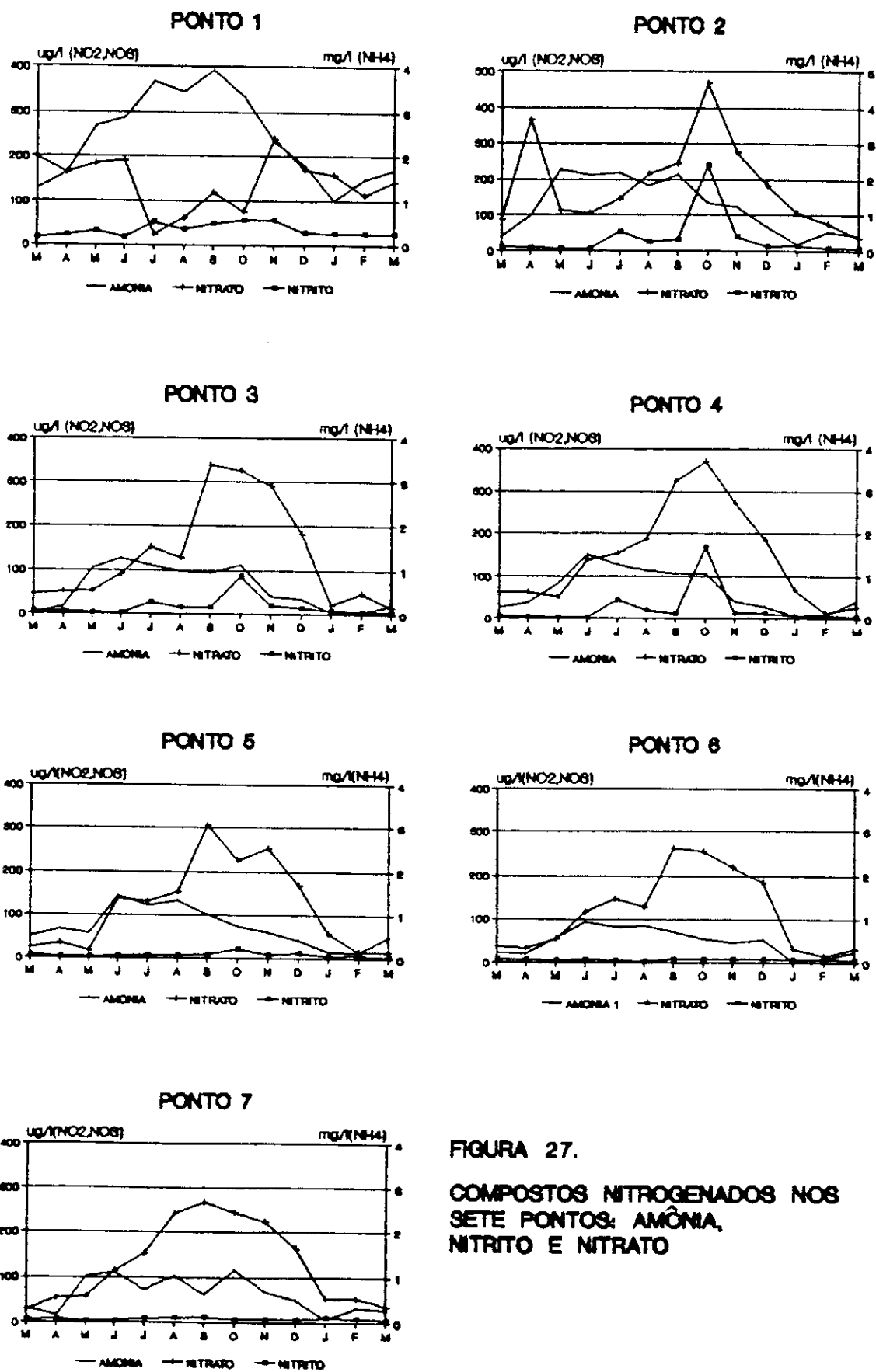


FIGURA 27.

COMPOSTOS NITROGENADOS NOS SETE PONTOS: AMÔNIA, NITRITO E NITRATO

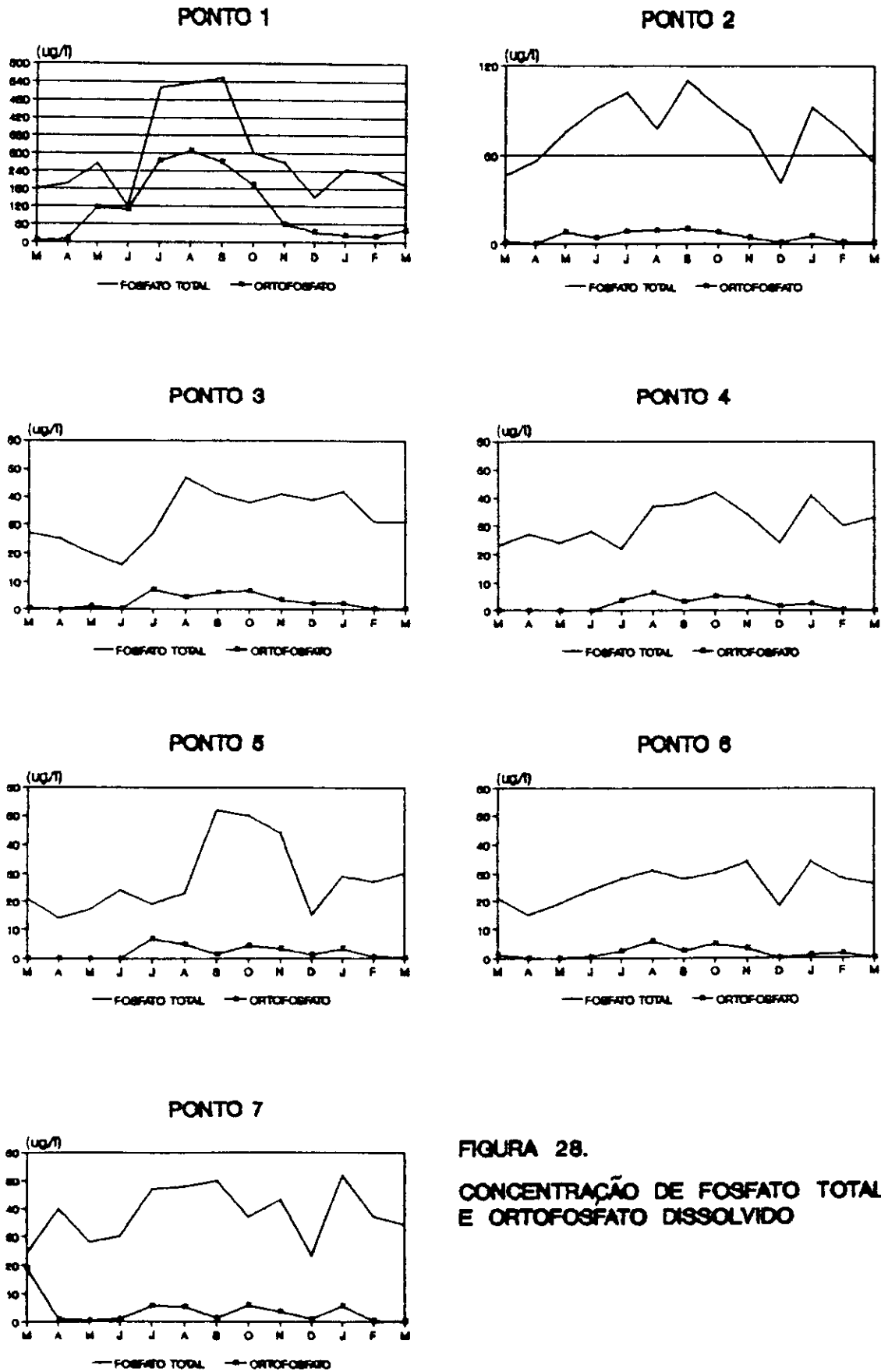


FIGURA 28.
 CONCENTRAÇÃO DE FOSFATO TOTAL
 E ORTOFOSFATO DISSOLVIDO

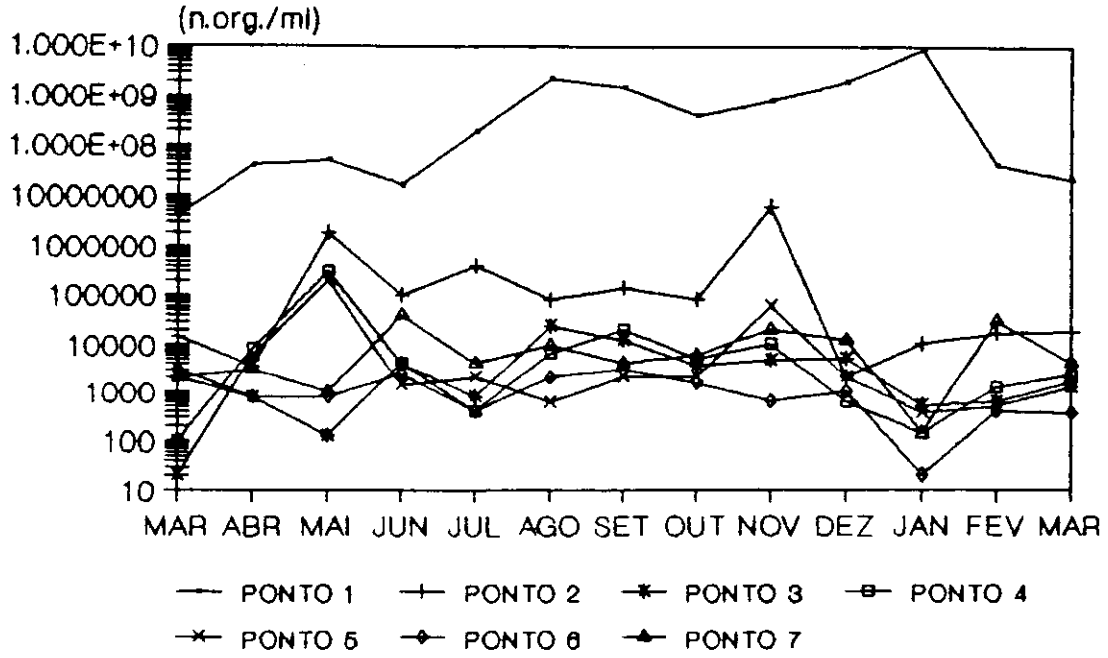


FIGURA 29. BACTÉRIAS HETEROTRÓFICAS A 1 METRO DE PROFUNDIDADE

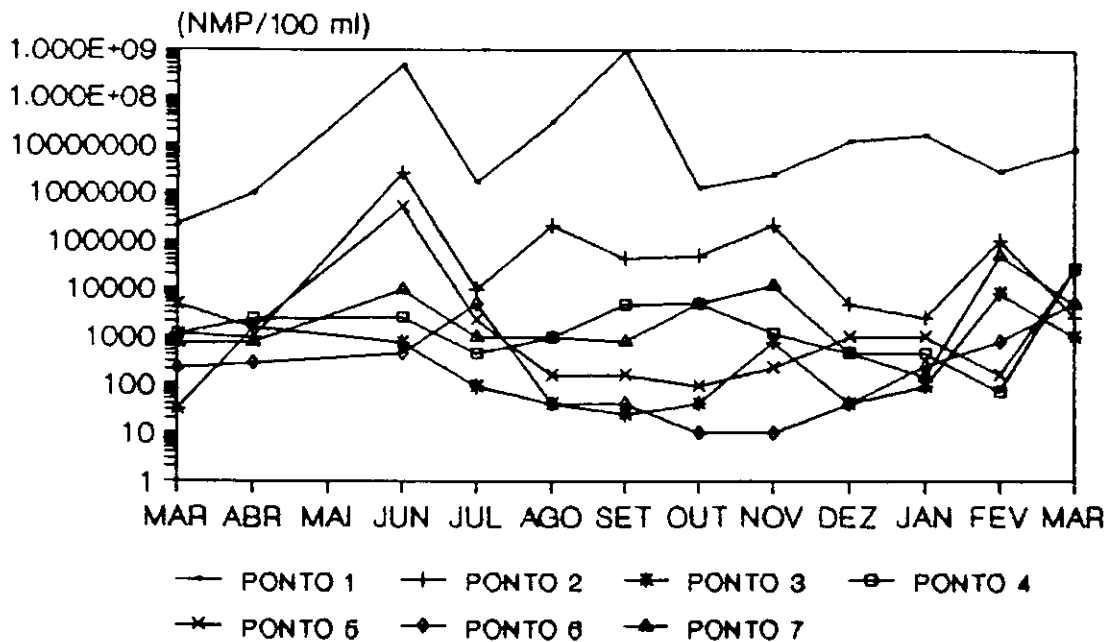


FIGURA 30. COLIFORMES TOTAIS A 1 METRO DE PROFUNDIDADE

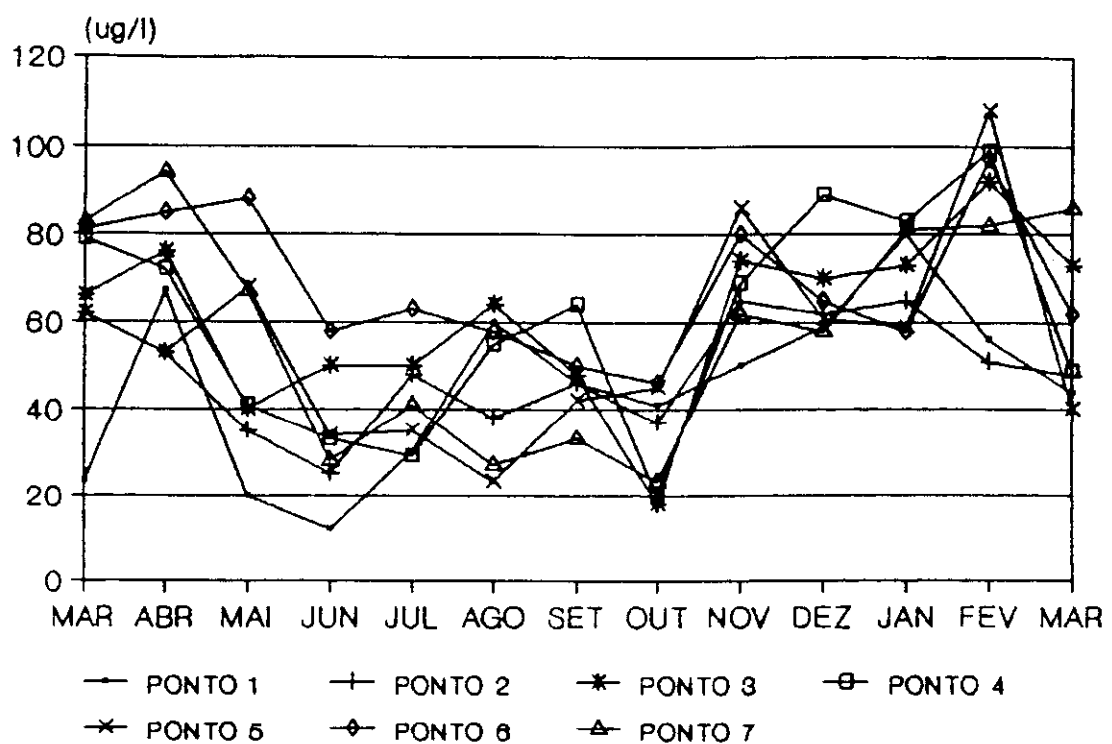


FIGURA 31. CONCENTRAÇÃO DE CLOROFILA-A

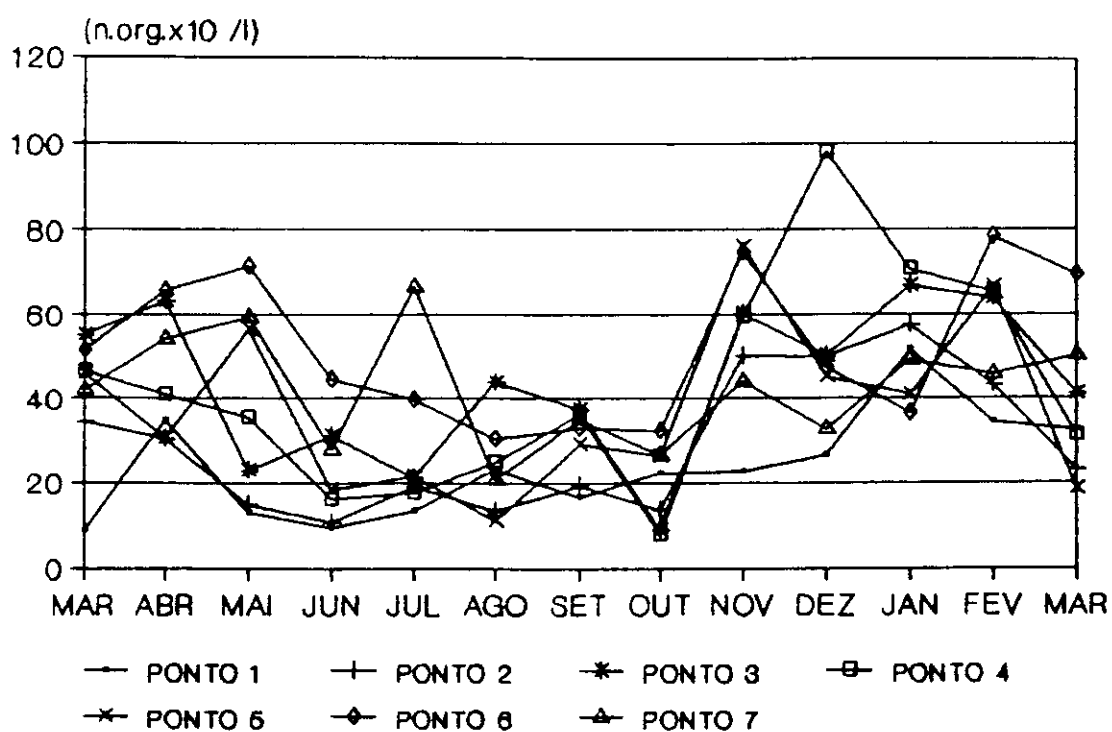


FIGURA 32. CONTAGEM TOTAL DO FITOPLÂNCTON

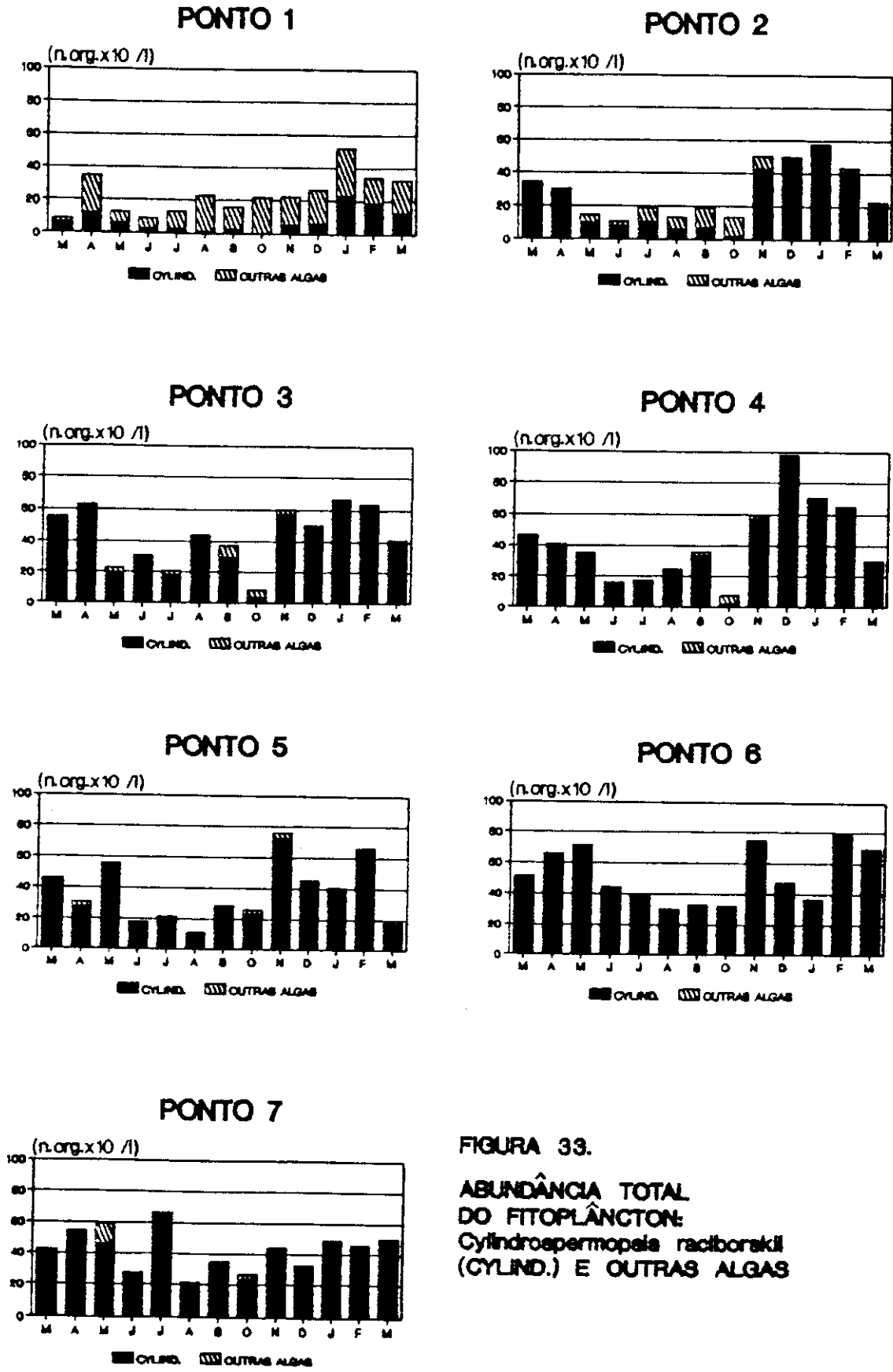


FIGURA 33.
ABUNDÂNCIA TOTAL
DO FITOPLÂNTON:
Cylindrocapsa raciborskii
(CYLIND.) E OUTRAS ALGAS

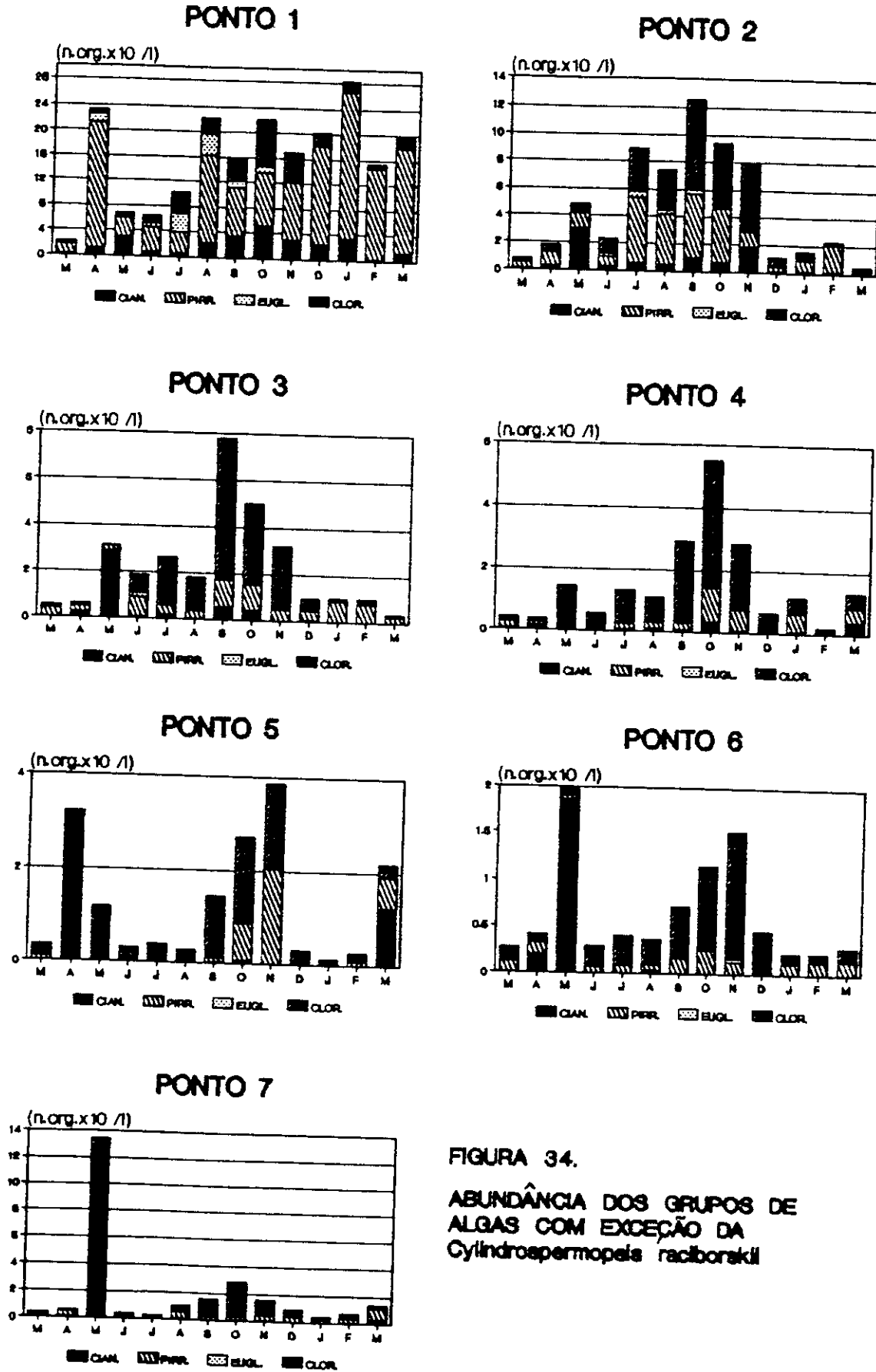


FIGURA 34.
 ABUNDÂNCIA DOS GRUPOS DE
 ALGAS COM EXCEÇÃO DA
Cylindrospermopsis raciborskii

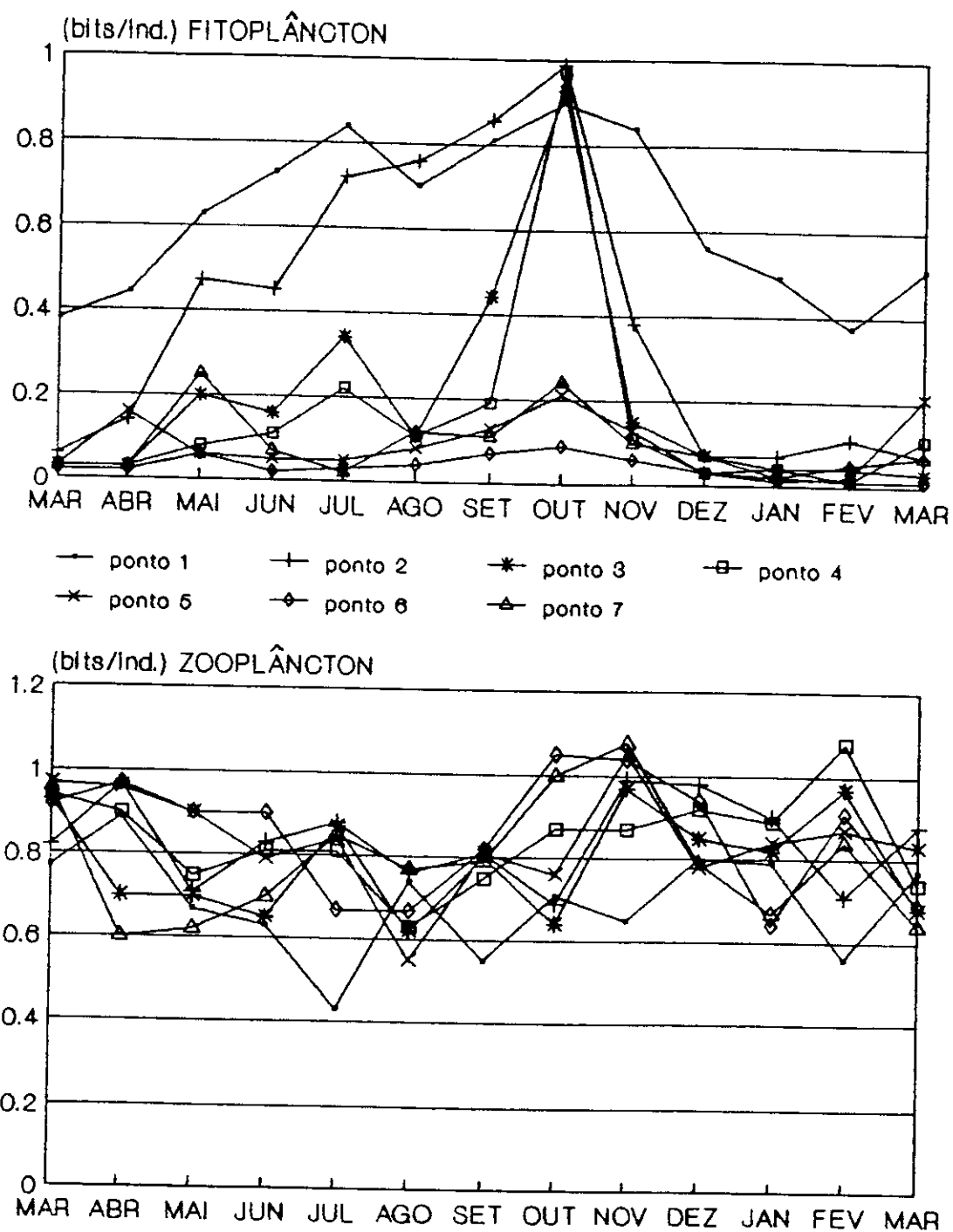


FIGURA 35. DIVERSIDADE DO FITOPLÂNCTON E DO ZOOPLÂNCTON, ÍNDICE DE SHANNON-WEAVER

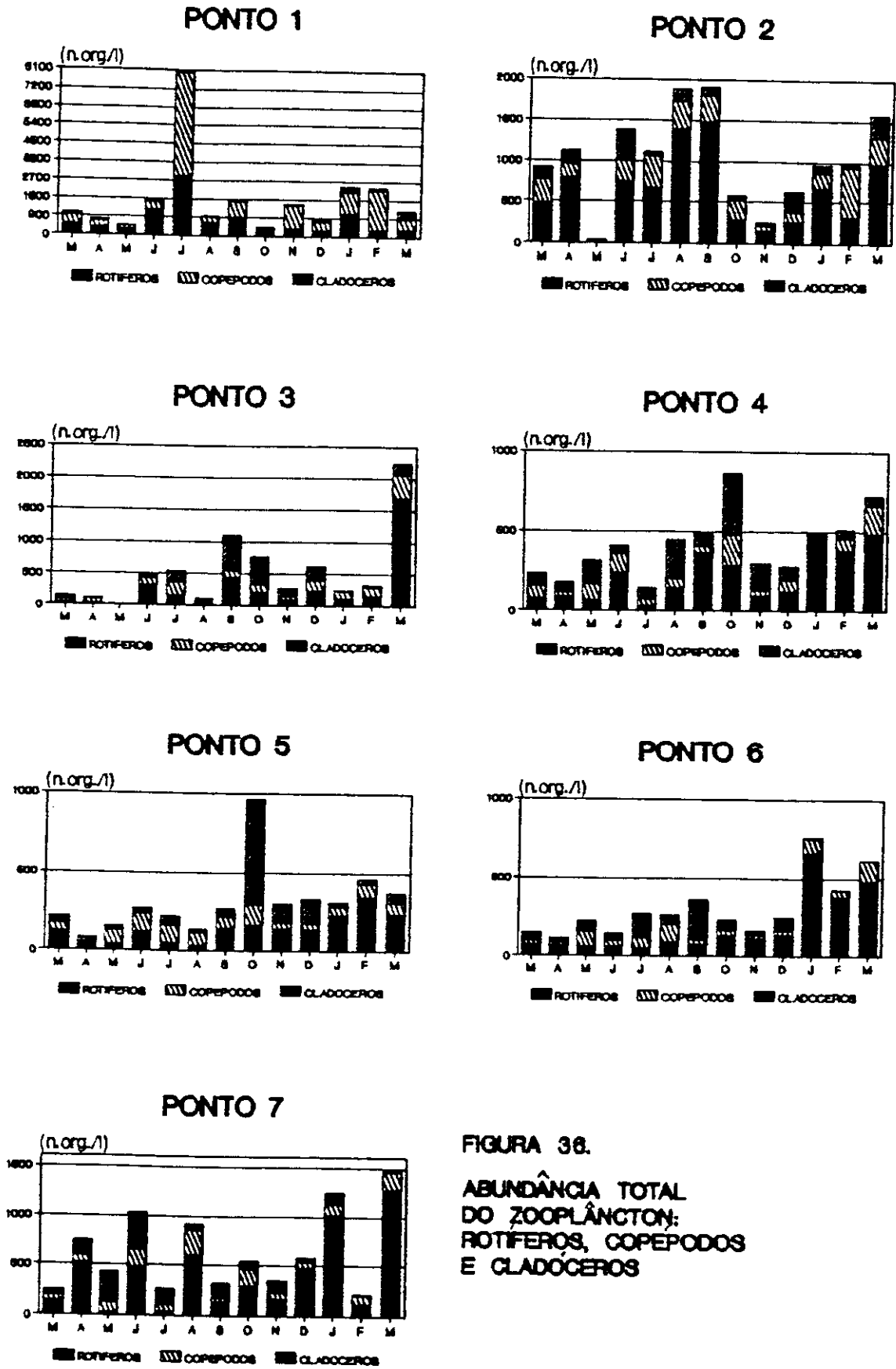


FIGURA 36.
 ABUNDÂNCIA TOTAL
 DO ZOOPLÂNTON:
 ROTÍFEROS,
 COPEPODOS
 E CLADÓCEROS

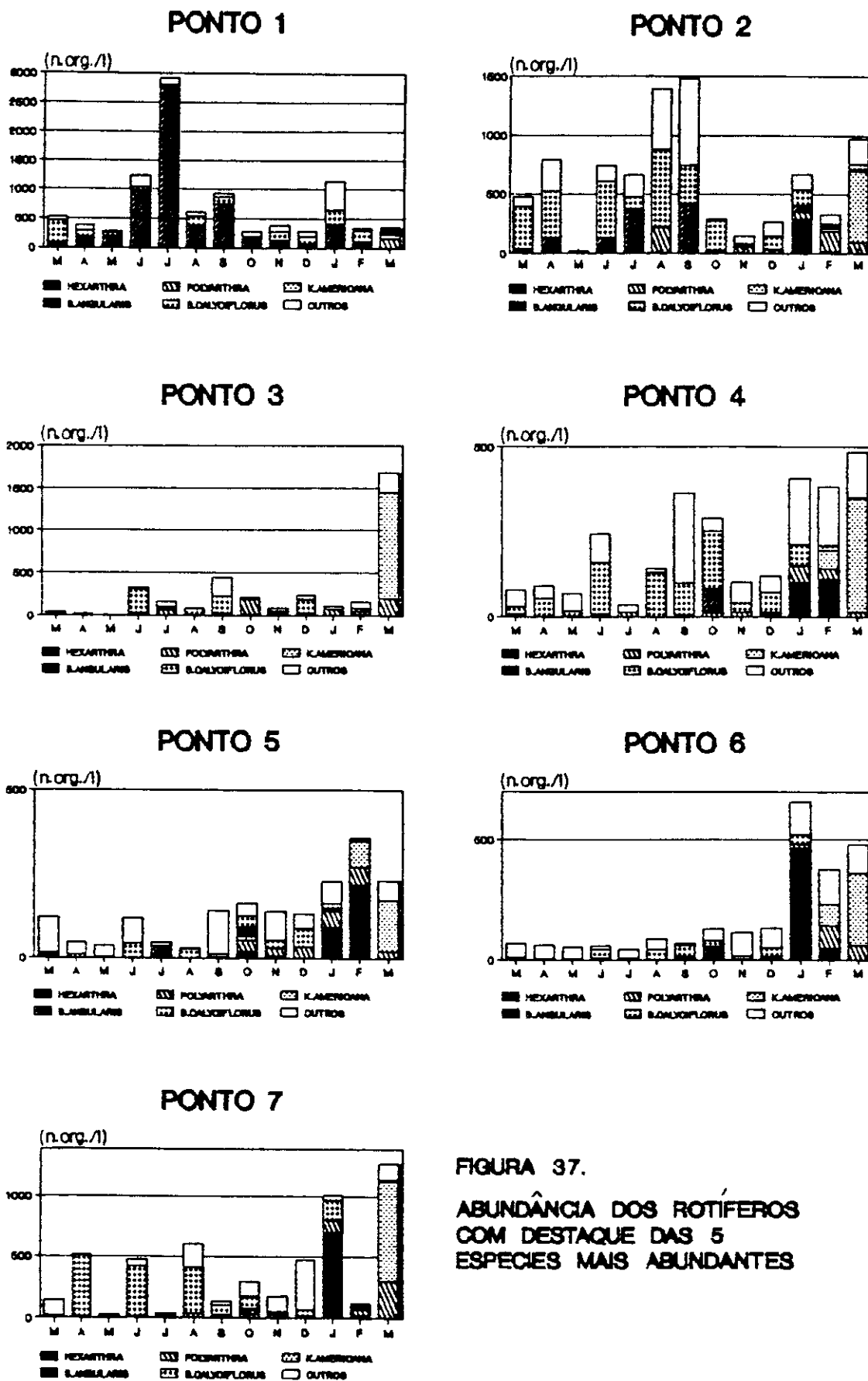


FIGURA 37.
ABUNDÂNCIA DOS ROTÍFEROS
COM DESTAQUE DAS 5
ESPECIES MAIS ABUNDANTES

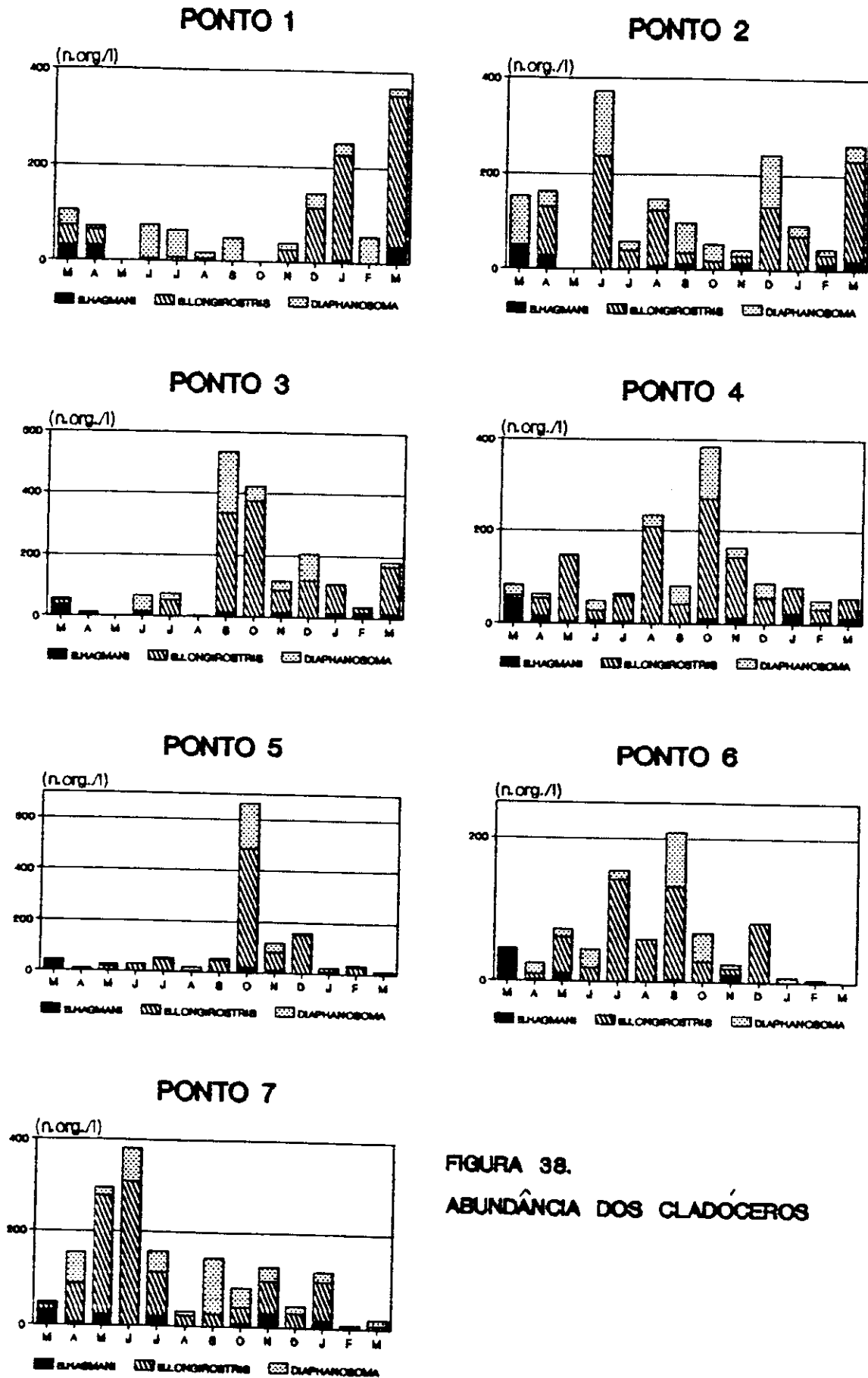


FIGURA 38.
ABUNDÂNCIA DOS CLADÓCEROS

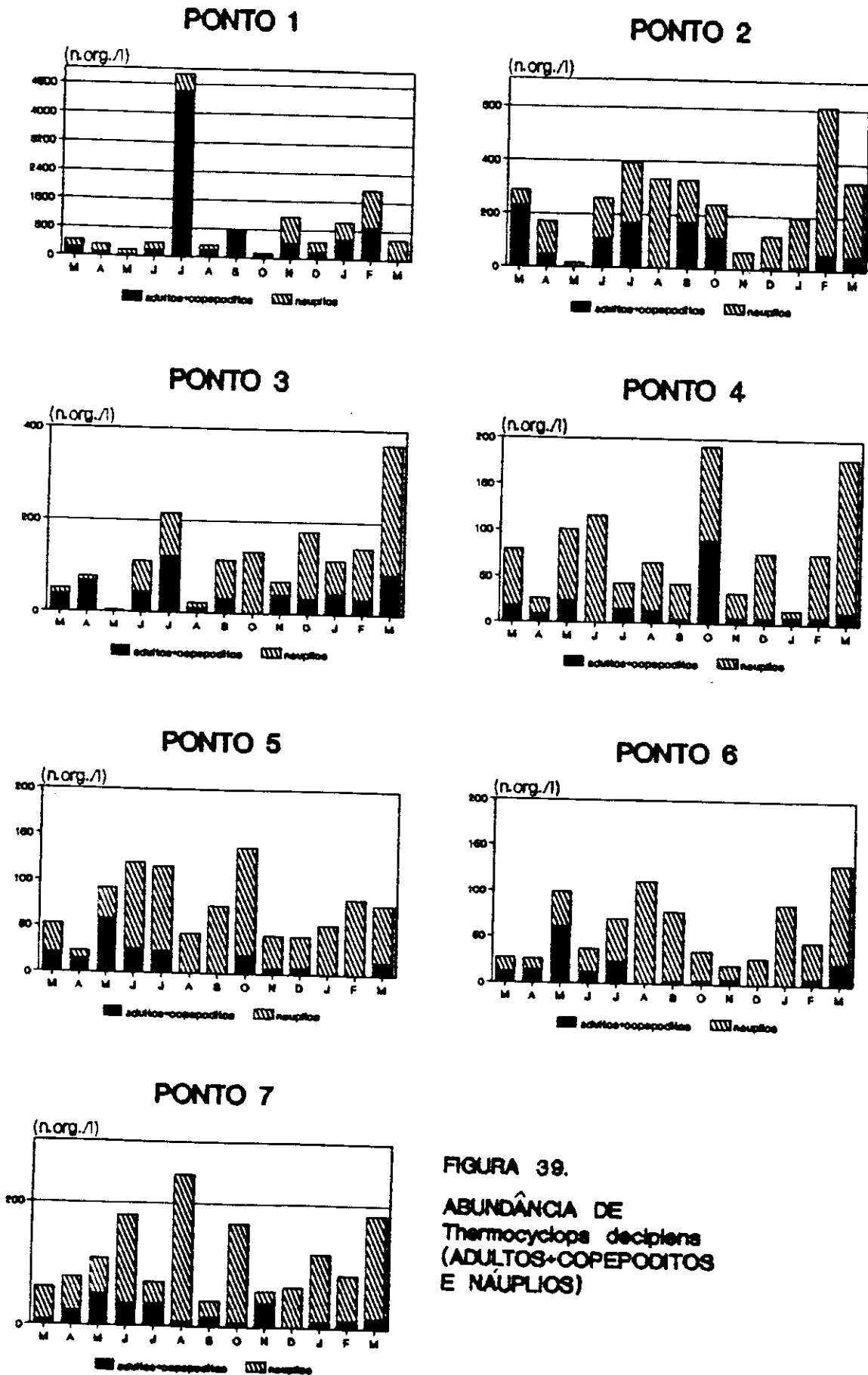


FIGURA 39.
 ABUNDÂNCIA DE
Thermocyclops decipiens
 (ADULTOS+COPEPODITOS
 E NÁUPLIOS)

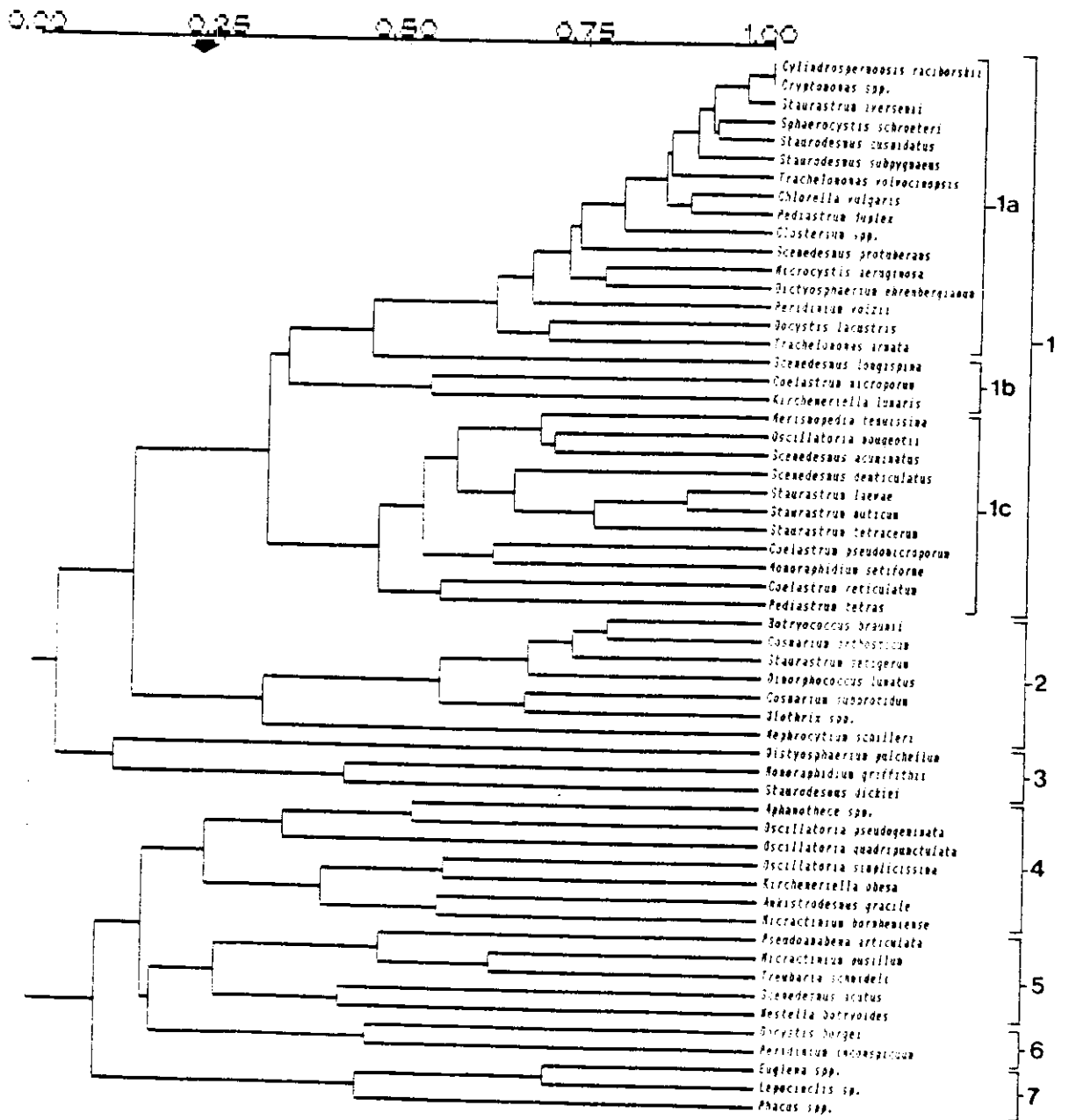


FIGURA 40. DENDROGRAMA DO FITOPLANKTON

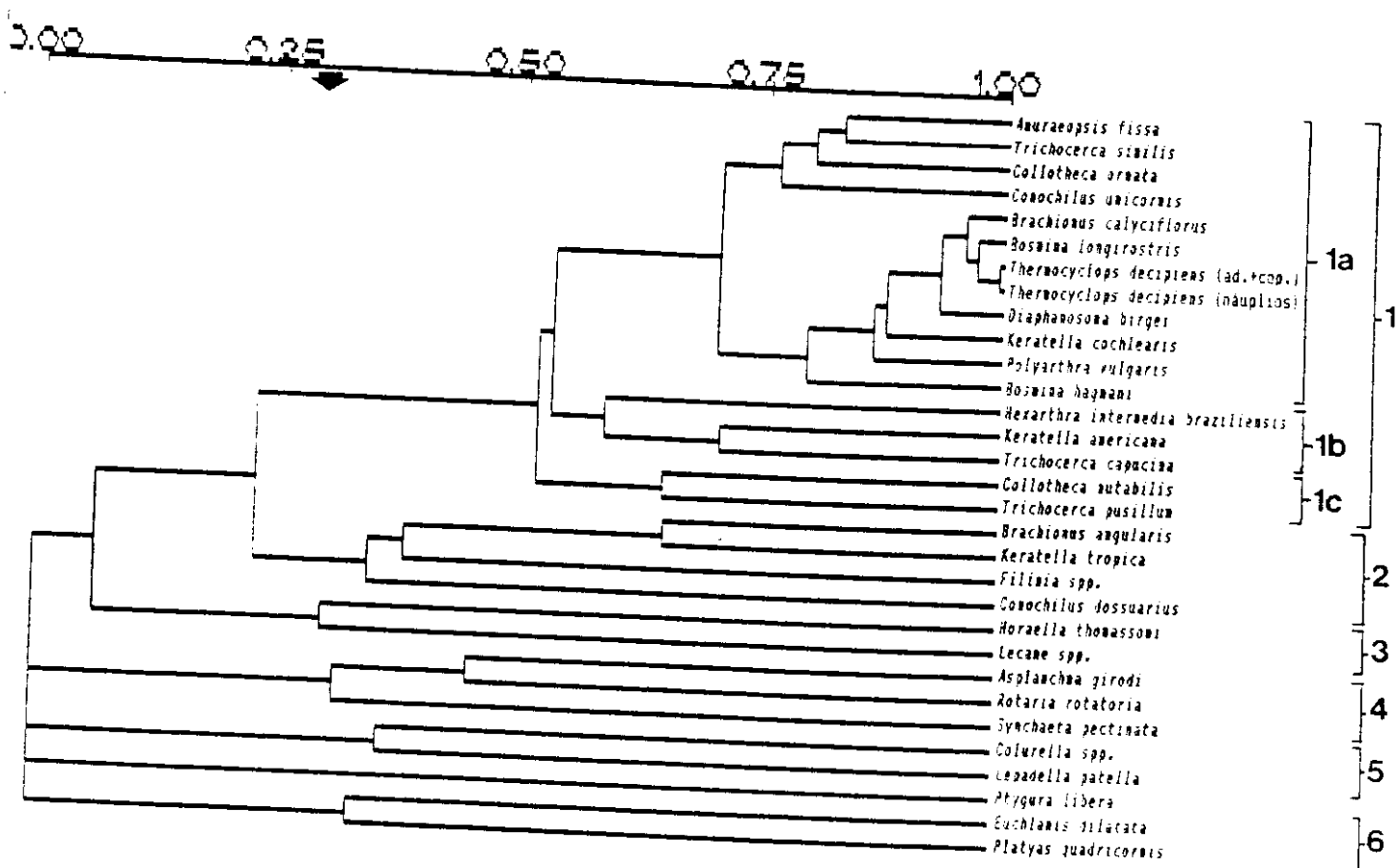
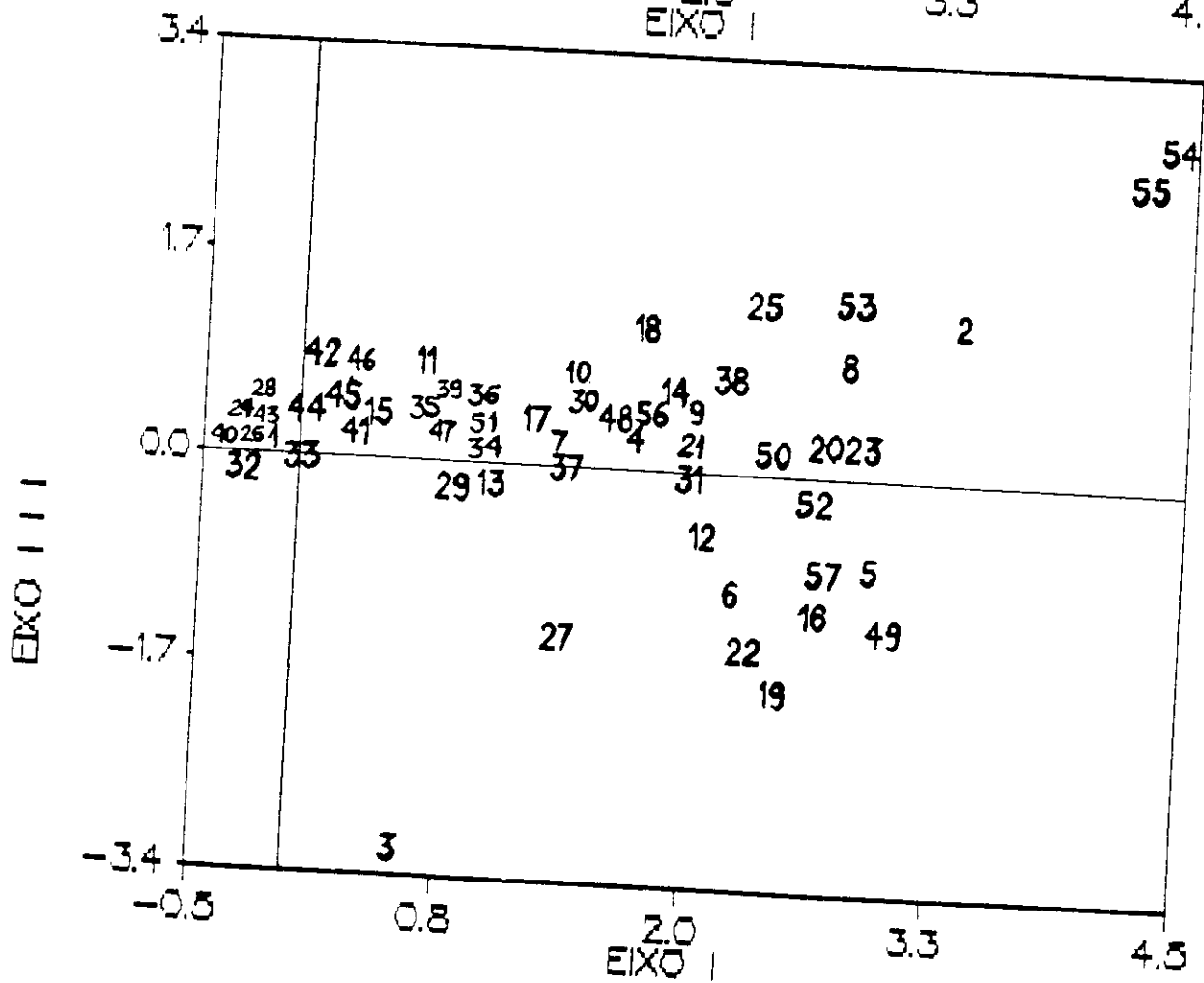
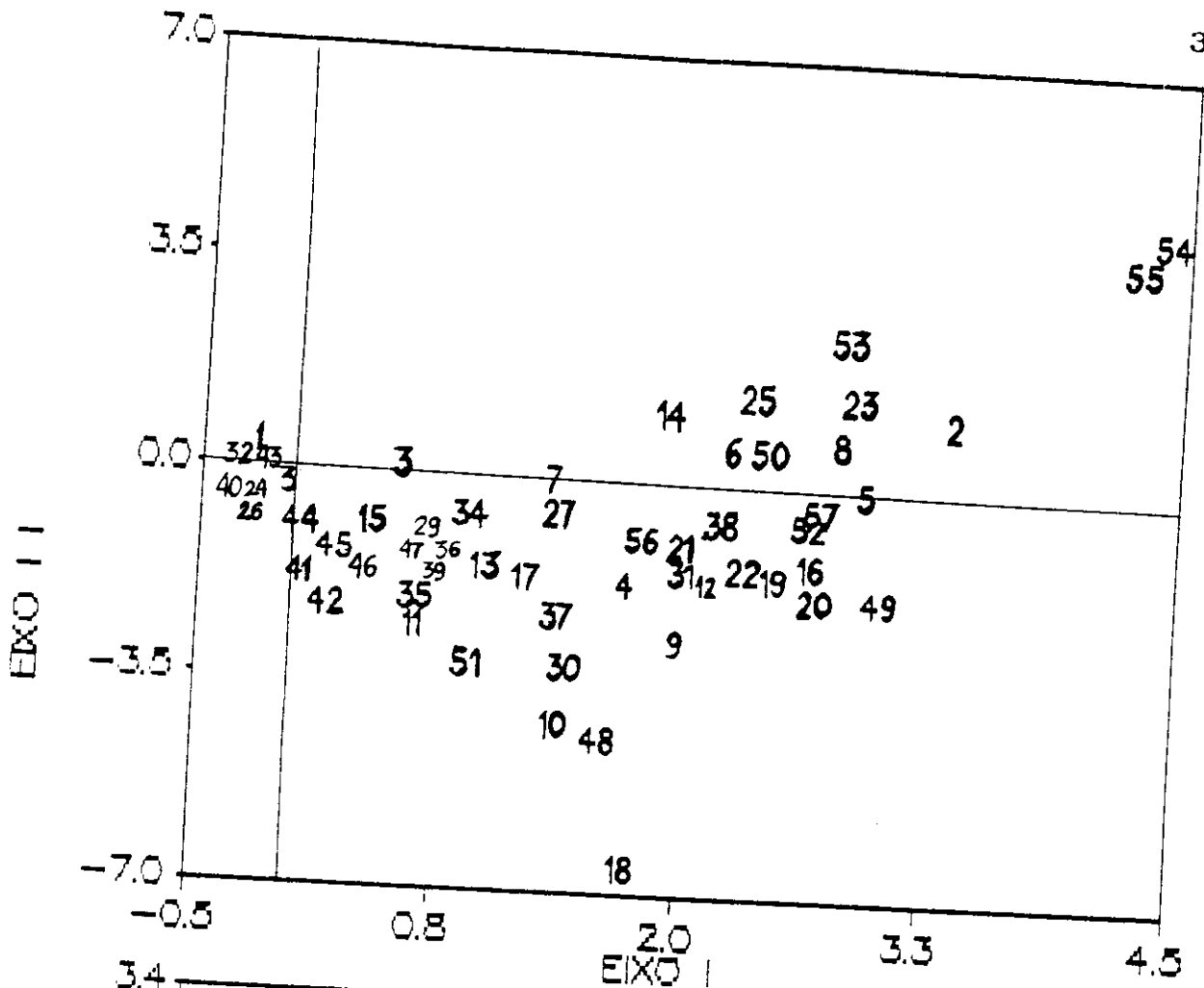
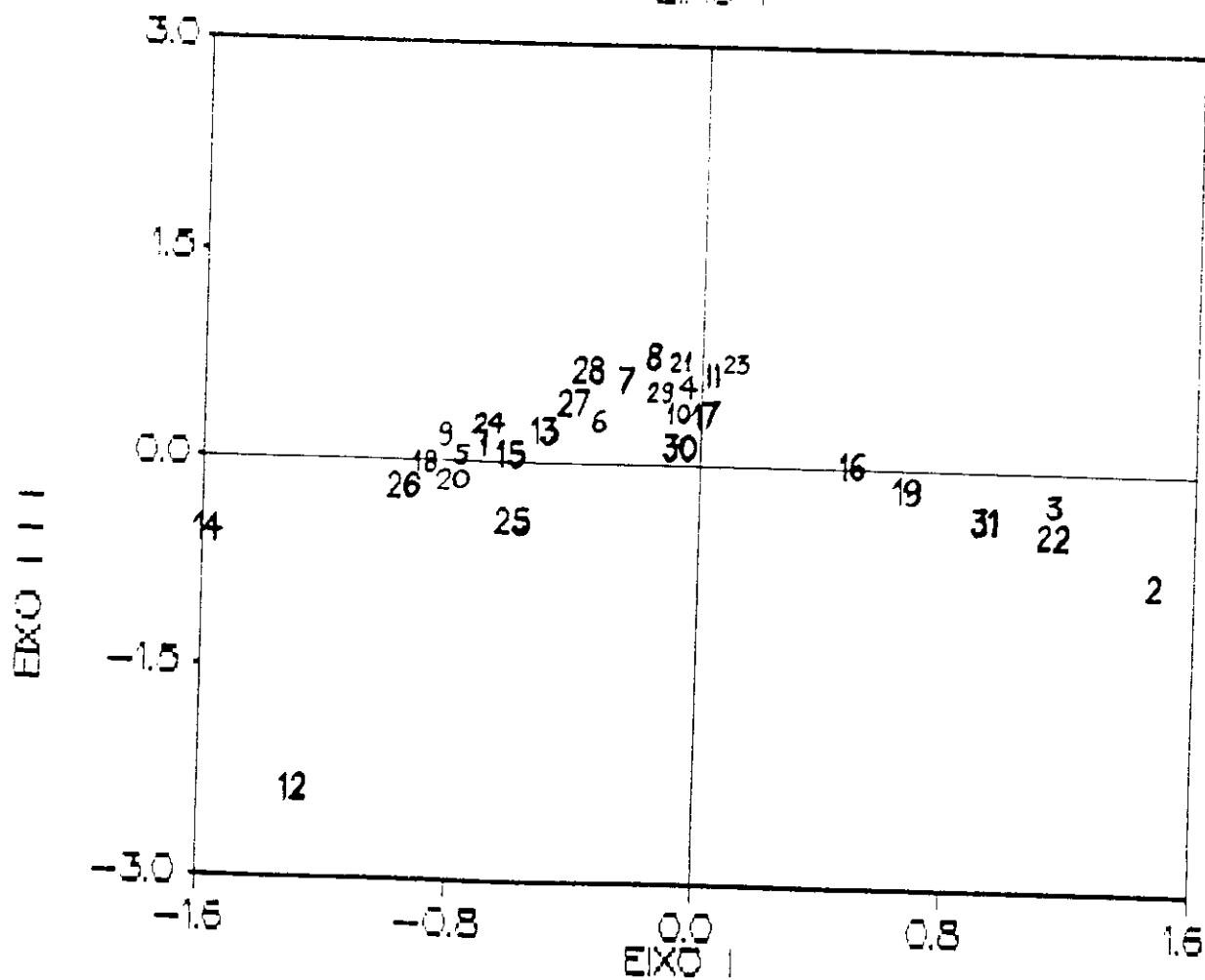
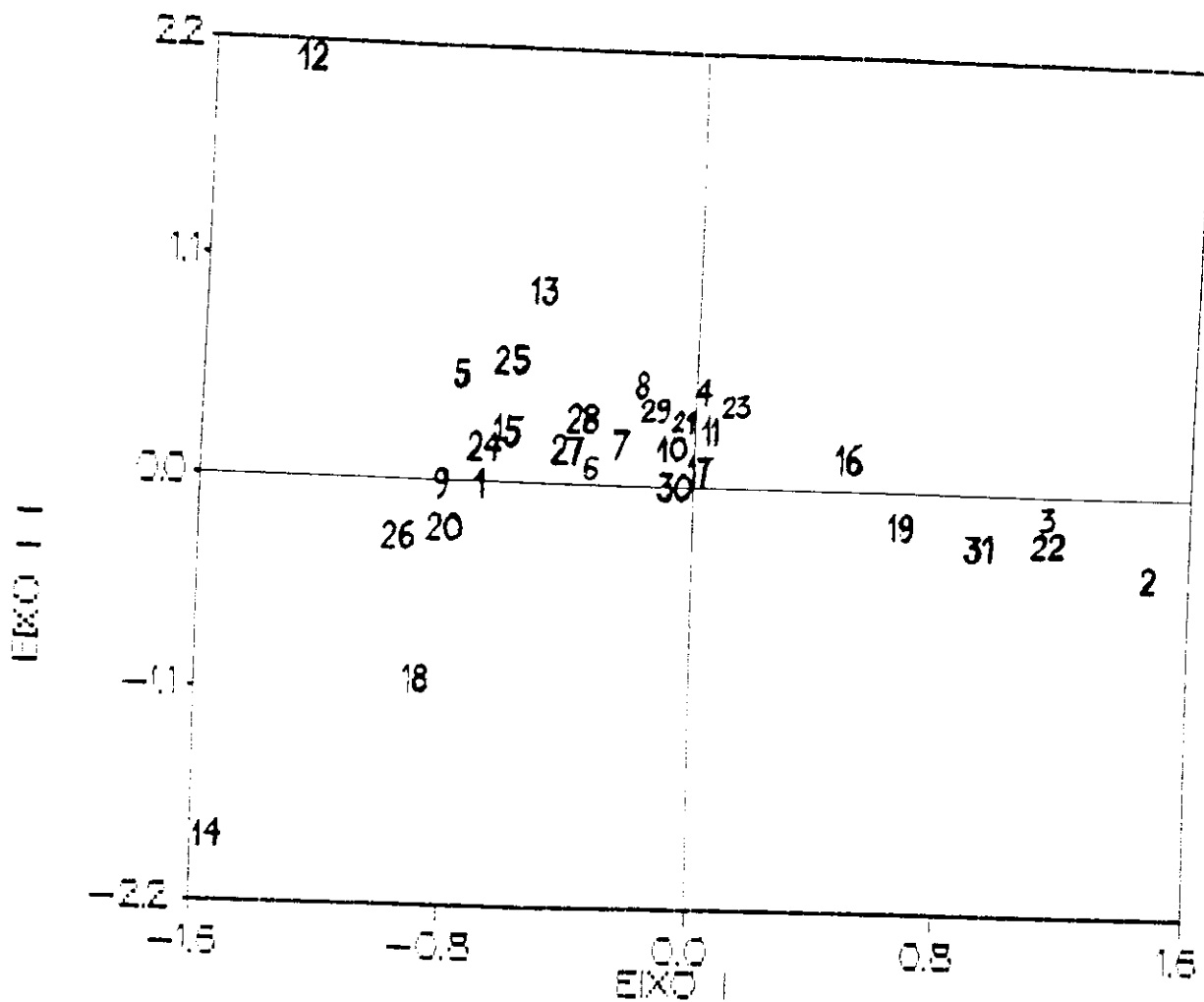
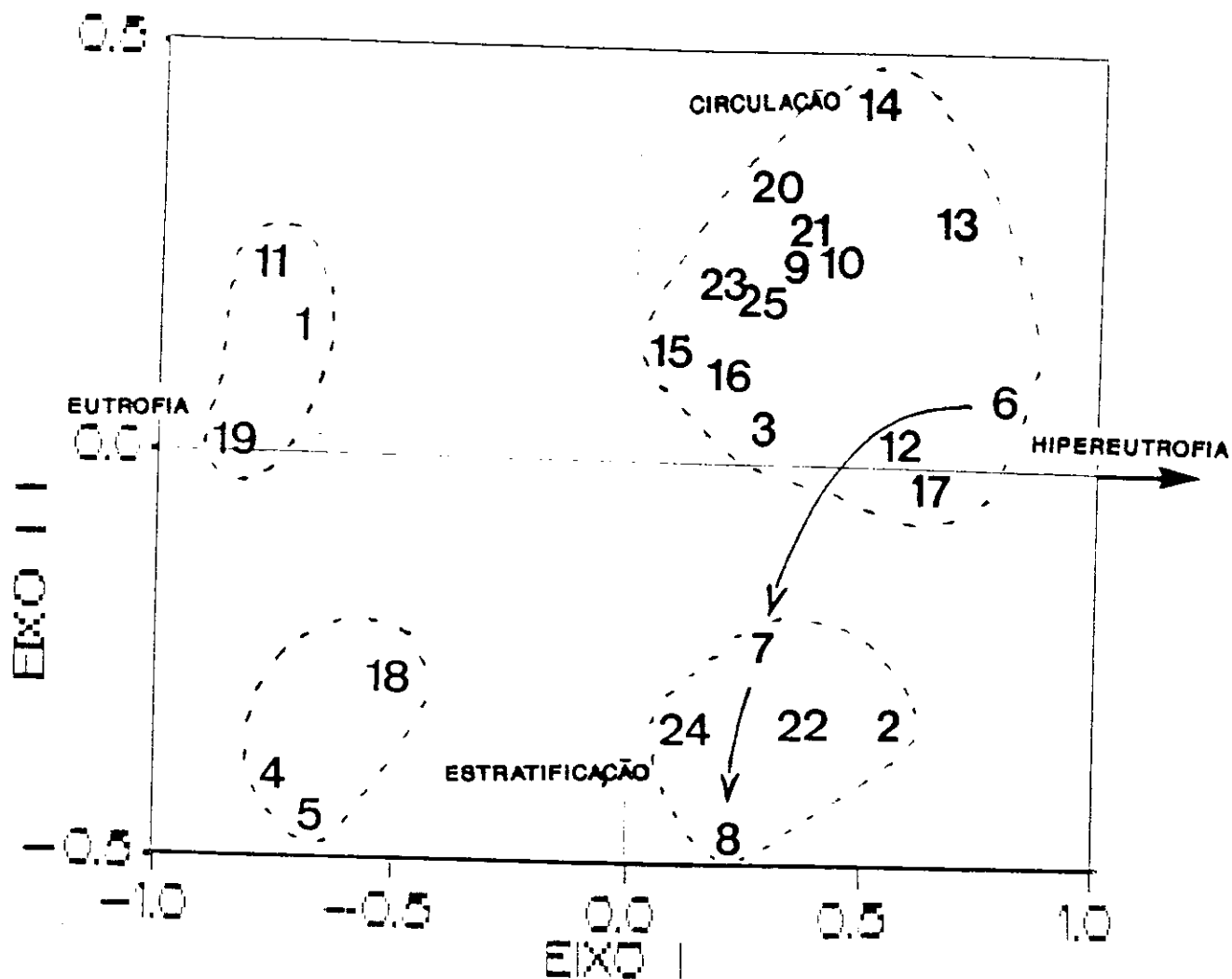


FIGURA 41. DENDROGRAMA DO ZOOPLANCTON







1-temperatura; 2-transparência; 3-condutividade; 4-pH;
 5-saturação de oxigênio; 6-amônia; 7-nitrito; 8-nitrato;
 9-ortofosfato; 10-fosfato total; 11-clorofila-a;
 12-alcalinidade total; 13-carbono inorgânico;
 14-concentração de CO₂; 15-bactérias heterotróficas;
 16-coliformes totais; 17-diversidade do fitoplâncton;
 18-diversidade do zooplâncton; 19-*Cylindrospermopsis*
raciborskii; 20-demais cianofíceas; 21-pirrofitas +
 euglenofíceas; 22-clorofíceas; 23-rotíferos;
 24-cladóceros; 25-copépodos.

**FIGURA 44. ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS (ACP)
 DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BIOLÓGICOS**

TABELA 1. Balanço Hídrico do Lago Paranoá de março/88 à março/89.

M E S	VAZÕES (m / s)										
	Banan.	Torto	Cab.V.	Gama	R.F.	ET.Sul	ET.Nor	‡	Prec.	Evap.	Salda.
MAR	2.64	5.72	0.88	4.27	8.82	0.59	0.30	7.4	4.2	1.3	36.2
ABR	2.81	5.10	0.65	3.49	6.72	0.55	0.29	4.9	1.6	1.6	27.6
MAI	1.76	1.17	0.32	1.97	3.81	0.54	0.29	3.3	0.1	2.3	15.0
JUN	1.53	0.46	0.31	1.76	3.17	0.55	0.25	2.9	0.2	2.4	10.7
JUL	1.36	0.29	0.20	1.41	3.08	0.54	0.25	3.2	0.0	3.1	7.0
AGO	1.23	0.20	0.14	1.14	2.99	0.52	0.27	3.0	0.0	4.4	7.5
SET	1.10	0.15	0.07	0.99	2.12	0.53	0.26	2.5	0.1	5.3	6.6
OUT	1.70	0.79	0.18	1.54	3.26	0.54	0.23	3.2	2.2	2.3	11.8
NOV	2.02	1.63	0.27	2.11	3.32	0.55	0.27	4.8	2.3	1.9	17.0
DEZ	2.49	3.82	0.59	3.49	6.35	0.50	0.28	6.8	3.3	1.2	21.4
JAN	2.64	3.08	0.50	3.12	6.36	0.45	0.28	5.1	2.8	2.0	27.7
FEV	2.94	3.86	0.54	3.24	6.66	0.53	0.28	9.8	3.6	1.3	20.1
MAR	2.76	3.85	0.51	2.78	4.81	0.55	0.28	3.1	2.0	1.7	24.1

‡ = contribuição direta = escoamento superficial+escoamento subterrâneo

FONTE: Santos,1990.

TABELA 2. a) Cargas mensais médias de nitrogênio e fósforo liberadas pelas Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) Sul e Norte, de março/88 à março/89. b) Aplicação de sulfato de cobre no Lago Paranoá durante o período de estudo. (FONTE: CAESB, 1990)

M E S	ETE - SUL				ETE - NORTE			
	Nitrogênio total (mg/s)		Fósforo total (mg/s)		Nitrogênio total (mg/s)		Fósforo total (mg/s)	
	efluente	bypass	efluente	bypass	efluente	bypass	efluente	bypass
MAR	7.850	3.097	827	639	5.421	1.623	74	227
ABR	10.390	3.078	511	541	5.809	2.661	199	330
MAI	13.015	2.918	464	488	7.193	2.520	176	275
JUN	16.119	3.663	492	502	6.818	4.485	181	384
JUL	-	-	-	-	5.944	3.255	243	368
AGO	14.692	3.574	313	309	8.445	2.643	411	235
SET	14.593	3.228	377	436	6.236	5.011	227	443
OUT	13.426	3.412	789	460	4.287	4.569	313	493
NOV	11.919	2.657	890	430	4.578	2.318	324	369
DEZ	15.079	2.374	777	415	8.883	2.248	211	648
JAN	9.052	1.209	653	194	8.300	1.451	210	158
FEV	14.057	2.318	1.044	452	7.462	2.011	280	289
MAR	13.477	2.459	408	376	7.147	2.038	138	256

MESES	REGIMO DE APLICAÇÃO	TOTAL APLICADO DE SULFATO DE COBRE (KG)
abril	braço do Riacho Fundo	300
maio	braço do Riacho Fundo	300
julho	braço do Riacho Fundo	450
agosto	braço do Riacho Fundo	950
setembro	braço do Riacho Fundo, parte central e braço do Ribeirão Bananal	5.130
outubro	braço do Riacho Fundo	600

TABELA 3. Algas fitoplanctônicas encontradas durante o período de estudo.

CHLOROPHYTA

Actinastrum hantzchii Lagerheim var. *subtile* Woloszynska
Ankistrodesmus gracile (Reinsch) Korsikov
Botryococcus braunii Kützting
Chlorella vulgaris Beijerinck var. *vulgaris*
Closterium acutum (Lyngbye) Brébisson var. *tenuis* Nordstedt
Cl. moniliferum (Bory) Ehrenberg var. *moniliferum* f. *moniliferum*
Closterium spp.
Coelastrum microporum Ndgeli
C. pseudomicroporum Korsikov
C. reticulatum (Dangeard) Senn
C. sphaericum Nageli var. *sphaericum*
Cosmarium orthosticum Lundell
Co. subprotidum Nordstedt
Dictyosphaerium ehrenbergianum Ndgeli
D. pulchellum Wood
Dimorphococcus lunatus A. Braun
Kirchneriella lunaris (Kirchner) Mobius
K. obesa (W. West) Schmidle var. *obesa*
Micractinium appendiculatum Korsikov
M. bornhemiense (Conrad) Korsikov
M. pusillum Fresenius
Monoraphidium griffithii Brekel
Mo. setiforme Nygard
Nephrocytium schilleri (Kammerer) Comas
Oocystis borgei Snow
O. lacustris Chodat
O. pusilla Hansgirg
Pediastrum duplex Meyen var. *duplex*
P. tetras (Ehrenberg)
Scenedesmus acuminatus (Lagerheim) Chodat var. *acuminatus* f. *acuminatus*
Sc. acuminatus (Lagerheim) Chodat var. *acuminatus* f. *maximus* Uherkovich
Sc. acutus Meyen var. *acutus* f. *alterans*
Sc. denticulatus Lagerheim var. *denticulatus* f. *denticulatus*
Sc. longispina Chodat
Sc. protuberans Fritsch var. *protuberans* f. *protuberans*
Sphaerocystis schroeteri Chodat
Staurastrum iverseeii Nygaard var. *americanum* Scott & Gronblad
St. laevae Ralfs
St. muticum (Brébisson) Ralfs
St. quadrangulare Brébisson
St. setigerum Cleve
St. tetracerum (Kützting) Ralfs var. *tetracerum*
Staurodesmus cuspidatus (Brébisson) Teiling var. *subexcavatus* (W. West & G.S. West) Forster
S. dickiei (Ralfs) Lillier
S. mucronatus (Ralfs) Crossdale
S. subpygmaeus (W. West) Crossdale var. *spiniferus*
Tetraedron gracile (Reinsch) Hansgirg
T. minus (A. Braun) Hansgirg
Treubaria schmidlei (Schroeder) Fott & Kováčik
Ulothrix spp.
Westella botryoides (W. West) De Wild

CYANOPHYTA

Aphanothece nidulans Richter
A. saxicola Nageli
Cylindrospermopsis raciborskii (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju
Merismopedia tenuissima Lemmermann
Microcystis aeruginosa Kützting
Oscillatoria mougeotii (Kützting) Lemmermann
O. pseudogeminata G. Smid
O. quadripunctulata Bruhl & Biswar
O. simplicissima Gomont
Pseudanabaena articulata Skuja

EUGLENOPHYTA

Euglena acus Ehrenberg
Euglena spp.
Lepocinclis sp.
Phacus longicauda (Ehrenberg) Dujardin
Phacus sp.
Trachelomonas armata (Ehrenberg) Stein var. *armata*
Tr. volvocinopsis Swirenko

PYRROPHYTA

Cryptomonas ovata Ehrenberg
Cryptomonas sp.
Peridinium inconspicuum Lemmermann
P. volzii Lemmermann

TABELA 4. Táxons encontrados em ordem decrescente de abundância e com as respectivas medidas em micrômetros.

Abreviações: C = comprimento celular ; Ccp = comp. celular com processos ; Cex = comp. células externas ; Cin = comp. células internas ; Csp = comp. célula sem processos ; Ct = comp. tricoa ; D = diâmetro celular ; E = comp. espinho ; L = largura celular ; Lcp = larg. célula com processos ; Lex = larg. células externas ; Li = larg. istmo ; Lin = larg. células internas ; Lsp = larg. célula sem processos.

ALGA DOMINANTE	
1 <i>Cylindrocapsa raciborskii</i>	Ct = 100-300 C = 4,9-9,7 L = 1,7-3,0
ALGAS OCASIONALMENTE DOMINANTES E OCASIONALMENTE ABUNDANTES	
2 <i>Cryptomonas</i> spp.	
<i>Cryptomonas ovata</i>	C = 11,2-15,0 L = 5,8-8,5
ALGAS OCASIONALMENTE ABUNDANTES	
3 <i>Merismopedia tenuissima</i>	C = 2,0-2,3 L = 1,9-2,0
4 <i>Chlorella vulgaris</i> var. <i>vulgaris</i>	D = 6,3-6,5
5 <i>Oscillatoria nougeotii</i>	C = 2,3-3,3 L = 5,8-6,7
6 <i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i>	C = 5,5-7,5 L = 3,0-4,8
7 <i>Stauroneis subpygmaeus</i> var. <i>spiniferus</i>	C = 24,9-26,3 L = 20,3-23,6 Li = 10,2-11,3
8 <i>Tracheionas volvocinopsis</i>	D = 11,3-12,9
9 <i>Staurastrum iversenii</i> var. <i>americanum</i>	Csp = 14,3-15,3 Li = 4,8-6,6 Ccp = 34,3-36,0 Lcp = 31,8-40,5
10 <i>Stauroneis cuspidatus</i> var. <i>subexcavatus</i>	C = 18,8-21,5 Li = 3,9-4,8 Lsp = 12,1-16,1 Lcp = 27,2-31,0
11 <i>Staurastrum quadrangulare</i>	C = 22,8-23,6 L = 25,4-29,0 Li = 11,8-12,5
12 <i>Pseudonitzschia articulata</i>	C = 8,9-11,4 L = 1,0-1,1
13 <i>Closterium</i> spp.	
<i>Cl. moniliferum</i> var. <i>moniliferum</i>	C = 233-249 L = 28,0-37,5
<i>Cl. acutum</i> var. <i>tenuis</i>	C = 78,0-85,0 L = 4,0-4,3
14 <i>Sphaerocystis schroeteri</i>	D = 6,5-7,5
15 <i>Cosmarium subprotidum</i>	C = 20,0-21,5 L = 18,1-20,0 Li = 6,9-7,3
16 <i>Cosmarium orthosticum</i>	C = 25,0-30,0 L = 18,8-20,4 Li = 7,8-8,6
17 <i>Microcystis aeruginosa</i>	D = 5,4-6,6
18 <i>Staurastrum pulicum</i>	C = 18,5-19,1 L = 14,2-14,6 Li = 7,0-8,1
19 <i>Westella botryoides</i>	D = 5,5-9,4
20 <i>Peridinium volzii</i>	C = 38,4-42,8 L = 37,0-39,8
21 <i>Lepocistrilis</i> sp.	
22 <i>Monorastrium setiforme</i>	C = 105-110 L = 2,9-3,1
23 <i>Ulothrix</i> spp.	
24 <i>Peridinium inconspicuum</i>	C = 15,0-25,8 L = 10,2-22,0
25 <i>Oscillatoria pseudogeminata</i>	C = 1,8-3,4 L = 1,1-1,4
26 <i>Oocystis borgei</i>	C = 13,5-14,5 L = 10,0-11,0
DAMASIS ALGAS	
27 <i>Oscillatoria simplicissima</i>	C = 2,5-3,0 L = 6,5-6,6
28 <i>Scenedesmus denticulatus</i> var. <i>denticulatus</i>	C = 8,1-11,8 L = 4,4-4,7
29 <i>Staurastrum tetracerum</i> var. <i>tetracerum</i>	Csp = 10,6-11,8 Li = 5,5-7,2 Ccp = 35,5-47,2 Lcp = 39,4-47,0
30 <i>Scenedesmus protuberans</i> var. <i>protuberans</i>	C = 20,5-24,3 L = 6,1-7,0 E = 16,4-21,5
31 <i>Kirchneriella lunaris</i>	C = 6,8-8,1 L = 3,6-4,3
32 <i>Trebarraria schwidlei</i>	D = 9,0-11,5 E = 25,0-36,5
33 <i>Oscillatoria quadripunctulata</i>	C = 3,2-4,5 L = 1,5-1,6
34 <i>Pediastrum tetras</i>	D = 15,3-16,5
35 <i>Stauroneis dickieii</i>	C = 27,2-31,8 Li = 10,0-12,0 Lsp = 22,5-28,1 Lcp = 26,9-32,7
36 <i>Coelastrum pseudomicroporum</i>	D = 7,5-8,3
37 <i>Aphanizomenon</i> spp.	
<i>A. nioxians</i>	C = 2,1-2,5 L = 1,0-1,1
<i>A. saxicola</i>	C = 3,1-5,0 L = 1,2-1,4
38 <i>Phacus</i> spp.	
<i>Phacus longicauda</i>	C = 102-120 L = 37,0-42,0
39 <i>Scenedesmus longispina</i>	C = 7,9-9,1 L = 2,9-3,2
40 <i>Staurastrum setigerum</i>	C = 30,2-35,4 L = 21,4-25,4 Li = 11,7-12,7
41 <i>Microactinium pusillum</i>	D = 4,5-5,5 E = 49,8-57,8
42 <i>Coelastrum reticulatum</i>	D = 7,1-13,0
43 <i>Tracheionas armata</i> var. <i>armata</i>	C = 31,2-32,8 L = 26,3-28,1
44 <i>Staurastrum laevae</i>	Csp = 18,0-19,2 Li = 6,4-7,1 Ccp = 22,0-27,4 Lcp = 24,1-26,3
45 <i>Coelastrum microporum</i>	D = 9,0-9,9
46 <i>Pediastrum duplex</i> var. <i>duplex</i>	Cex = 19,1-19,7 Lex = 14,2-14,4 Cin = 11,9-12,8 Lin = 9,5-11,7
47 <i>Dimorphococcus lunatus</i>	C = 11,2-13,8 L = 5,6-8,5
48 <i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	D = 4,2-5,1
49 <i>Scenedesmus acutus</i> var. <i>acutus</i>	C = 20,8-24,4 L = 7,7-9,2
50 <i>Euglena</i> spp.	
<i>E. acus</i>	C = 106,0-113,0 L = 10,7-12,7
51 <i>Botryococcus braunii</i>	C = 7,0-13,2 L = 5,0-9,3
52 <i>Microactinium bohemiense</i>	D = 4,6-5,4 E = 54,1-56,9
53 <i>Oocystis lacustris</i>	C = 17,0-18,5 L = 12,5-13,5
54 <i>Scenedesmus acuminatus</i>	
<i>Sc. acuminatus</i> f. <i>acuminatus</i>	C = 30,0-32,0 L = 5,2-5,4
<i>Sc. acuminatus</i> f. <i>maximus</i>	C = 47,0-48,0 L = 8,7-11,4
55 <i>Kirchneriella obesa</i> var. <i>obesa</i>	D = 3,6-6,8
56 <i>Ankistrodesmus gracile</i>	C = 11,3-14,6 L = 2,7-3,2
57 <i>Oocystis pusilla</i>	C = 9,9-10,5 L = 7,0-7,4
58 <i>Hepherocystium schilleri</i>	C = 12,3-14,9 L = 5,4-8,1
59 <i>Monorastrium griffithii</i>	C = 53,0-57,0 L = 3,2-4,4
60 <i>Stauroneis mucronatus</i>	C = 23,5-31,8 Li = 5,9-7,5 Lsp = 24,6-26,3 Lcp = 33,3-37,2
61 <i>Actinostromum hantzschii</i> var. <i>subtile</i>	C = 27,1-28,0 L = 2,4-2,7 E = 41,2-54,5
62 <i>Tetrastrum gracile</i>	Csp = 10,5-16,1 Lsp = 10,8-22,5 Ccp = 35,3-50,2 Lcp = 39,3-56,2
63 <i>T. microsum</i>	L = 5,0-9,0
64 <i>Microactinium appendiculatum</i>	C = 8,3-9,4 L = 5,4-5,9 E = 41,2-54,5

TABELA 6. Organismos zooplanctônicos encontrados durante o período de estudo.

CLADOCERA

Bosmina (Neobosmina) hagnani Stingelin 1904
Bosmina (Bosmina) longirostris (G.F.Muller, 1785)
Diaphanosoma birgei Korinek 1981

COPEPODA

Thermocyclops decipiens (Kiefer)

DIPTERA

Chaoborus sp.

ROTIFERA

Anuraeopsis fissa fissa (Gosse, 1851)
Asplanchna (A.) girodi (De Guerne, 1888)
Brachionus angularis (Gosse, 1851)
Brachionus calyciflorus calyciflorus Pallas 1766
Brachionus falcatus falcatus Zacharias 1898
Cephalodella forficata forficata (Ehrenberg, 1832)
Collotheca mutabilis (Hudson, 1885)
Collotheca ornata var. natans (Tschugunoff, 1921)
Colurella obtusa obtusa (Gosse, 1886)
Colurella uncinata bicuspidata (Ehrenberg, 1832)
Conochilus dossuarius dossuarius (Hudson, 1875)
Conochilus unicornis Rousselet 1892
Euchlanis dilatata dilatata Ehrenberg 1832
Filinia longiseta var. limnetica (Zacharias, 1893)
Filinia pejleri (Hutchinson, 1964)
Hexarthra intermedia braziliensis (Hauer, 1953)
Horaeella thomassoni (Koste, 1973)
Keratella americana Carlin 1943
Keratella cochlearis cochlearis (Gosse, 1851)
Keratella tropica tropica (Apstein, 1907)
Lecane (M.) hanata (Stokes, 1896)
Lecane leontina leontina (Turner, 1892)
Lepadella patella patella (G.F.Muller, 1786)
Platyas quadricornis quadricornis (Ehrenberg, 1832)
Polyarthra vulgaris vulgaris Carlin 1943
Ptygura libera Myers 1934
Rotaria rotatoria Pallas 1766
Synchaeta pectinata Ehrenberg 1832
Testudinella patina patina (Hermann, 1783)
Trichocerca capucina capucina Wierzejski & Zacharias 1893
Trichocerca pusilla (Lauterborn, 1898)
Trichocerca similis similis (Wierzejski, 1893)

TABELA 7. Espécies zooplânctônicas encontradas, em ordem decrescente de abundância e com as respectivas medidas em micrômetros.

Abreviações: C = comprimento total ; Cbv = comp. braço ventral ; CC = comp. corpo ; Ccd = comp. cerdas ; Ccp = comp. cerda posterior ; CD = comp. dedo ; Ceam = comp. espinho anterior mediano ; Cep = comp. espinho posterior ; Cep1 = comp. espinho posterior lateral ; CL = comp. lóbica ; CP = comp. total pé ; L = largura ; Lcd = largura cerdas.

ORGANISMOS OCASIONALMENTE DOMINANTES E OCASIONALMENTE ABUNDANTES	
<i>Thermocyclops decipiens</i>	C = 900-1100 L = 250-400
<i>Brachionus calyciflorus calyciflorus</i>	CL = 285-455 L = 216-255 Ceam = 80-92 Cep1 = 20-148
<i>Brachionus angularis</i>	CL = 150-183 L = 65-94
<i>Bosmina longirostris</i>	C = 350-390 L = 160-250
<i>Keratella americana</i>	C = 150-183 L = 55-70 Ceam = 25-30 Cep = 30-44
ORGANISMOS OCASIONALMENTE ABUNDANTES	
<i>Polyarthra vulgaris vulgaris</i>	CC = 95-100 L = 62-77 Ccd = 120-128 Lc = 12
<i>Diaphanosoma birgei</i>	C = 540-720 L = 250-390
<i>Hexarthra intermedia braziliensis (x)</i>	CC = 130-140 L = 105-115 Cbv = 152-158
<i>Conechilus unicornis</i>	C = 236-261 L = 67-87
<i>Collotheca ornata var. natans</i>	C = 310-345
<i>Keratella tropica tropica</i>	C = 216-273 L = 55-76 Ceam = 20-35 Cep1 = 40-113
<i>Trichocerca similis similis</i>	CC = 170-220 L = 50-65 CD = 42-44
<i>Bosmina hagmani</i>	C = 440-500 L = 280-320
<i>Keratella cochlearis cochlearis</i>	C = 102-130 L = 51-63 Ceam = 20-25 Cep = 7-25
<i>Synchaeta pectinata</i>	C = 360-410 L = 230-280
<i>Trichocerca capucina capucina</i>	CC = 164-188 L = 90-105 Cep1 = 90-95 Cep2 = 15-18
<i>Anuraeopsis fissa fissa</i>	CL = 71-88 L = 44-50
<i>Collotheca mutabilis</i>	C = 270-325 L = 40-60
<i>Trichocerca pusilla</i>	CC = 70-120 L = 48-70 CD = 55-87
<i>Rotaria rotatoria</i>	C = 350-470 L = 75-90
<i>Ptygura libera</i>	C = 155-230 L = 22-43
<i>Conechilus dossuarius</i>	C = 220-300 L = 70-75
DEMAIS ORGANISMOS	
<i>Asplanchna girodi</i>	C = 700-800 L = 500-540
<i>Filinia pejleri</i>	CC = 120-130 L = 50-73 Ccd = 210-225 Ccp = 110-120
<i>Moraella thomassoni (xx)</i>	C = 185-200 L = 115-130
<i>Lecane hamata</i>	CL = 87-107 L = 42-48 CD = 23-32
<i>Platys quadricornis</i>	CL = 270-310 L = 198-218 Ceam = 52-58 Cep = 33-48
<i>Lepadella patella patella</i>	CL = 113-150 L = 51-74 CD = 35-39
<i>Colurella obtusa obtusa</i>	CC = 47-65 L = 31-45 CD = 10-14 CP = 30-42
<i>Cephalodella forficata forficata</i>	CC = 104-307 L = 40-57 CP = 25-45
<i>Lecane leontina leontina</i>	CL = 213-225 L = 130-140 CP = 130-140
<i>Euchlanis dilatata dilatata</i>	CL = 152-222 L = 116-153 CD = 58-64
<i>Brachionus falcatus</i>	CL = 408-426 L = 158-165 Ceam = 70-80 Cep = 120-125
<i>Testudinella patina patina</i>	CL = 160-180 L = 153-180
<i>Filinia longiseta</i>	CC = 145-165 L = 72-82 Ccd = 370-456 Ccp = 160-230
<i>Colurella uncinata bicuspidata</i>	CL = 95-100 L = 50-55 CP = 40-48

(x) ocasionalmente dominante
(xx) ocasionalmente abundante

TABELA 8. Ocorrência dos organismos zooplânctônicos nos pontos de coletas, de março de 1988 a março de 1989.

ROTIFEROS														
ESPECIE	P	M E S E S												
	T	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M
<i>Amureocope flava flava</i> (constante)	1-7	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Asplanchna strioli</i> (rara)	1-7													
<i>Brachionus angularis</i> (constante)	1-7	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Brachionus calyciflorus calyciflorus</i> (constante)	1-7	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Brachionus falcatus falcatus</i> (rara)	1-7													
<i>Ceriodadella forficata forficata</i> (rara)	1-7													
<i>Ceriodadella muscicilia</i> (comum)	1-7	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Collotheca ornata var. natana</i> (constante)	1-7	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Colurella sp.</i> (rara)	1-7													
<i>Comochilus doederleini doederleini</i> (comum)	1-7	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Comochilus unicornis</i> (constante)	1-7	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Euchlania dilatata dilatata</i> (rara)	1-7													
<i>Filinia spp.</i> (comum)	1-7	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Hexarthra intermediella brasiliensis</i> (comum)	1-7	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Musarella thomasoni</i> (rara)	1-7													
<i>Sarothamna smaragdina</i> (constante)	1-7	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Sarothamna coarctata coarctata</i> (constante)	1-7	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Sarothamna trilineata trilineata</i> (comum)	1-7	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Lecane (M.) thomasi</i> (comum)	1-7	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Lecane leontina leontina</i> (rara)	1-7													

CLADOCEROS														
ESPECIE	P	M E S E S												
	T	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M
<i>Dawsonia heberti</i> (constante)	1-7	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Dawsonia longimatrix</i> (constante)	1-7	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Diaphanosoma birgei</i> (constante)	1-7	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

COPEPODOS														
ESPECIE	P	M E S E S												
	T	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M
<i>Thermocyclops declipiana</i> (adultos) (constante)	1-7	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Thermocyclops declipiana</i> (adultos e copepoditos) (constante)	1-7	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

LARVA DE DIPTERO														
ESPECIE	P	M E S E S												
	T	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M
<i>Cheobryus sp.</i> (rara)	1-7													

SÍMBOLOS:
(x) = MENOS DE 1 IND./L
(o) = DE 1 A 99 IND./L
(•) = ACIMA DE 100 IND./L

TABELA 9 - Classificação das amostras de Fitoplâncton em função da análise de agrupamento qualitativo.

MESES	PONTOS						
	1	2	3	4	5	6	7
Março	A	A	B1	B1	B1	B1	B1
Abril	A	A	B1	B1	B1	B1	B1
Maio	A	A	A	B1	B1	B1	B1
Junho	A	A	B1	B1	B1	C	B1
Julho	A	D	C	C	C	C	C
Agosto	A	D	C	C	C	C	D
Setembro	A	D	D	D	D	D	C
Outubro	D	D	D	D	D	D	D
Novembro	D	D	C	B2	B2	B2	B2
Dezembro	D	B2	B2	B2	B2	B2	B2
Janeiro	A	C	B2	B2	B2	B2	B2
Fevereiro	A	B2	B2	B2	B2	B2	B2
Março	A	B2	B2	B2	B1	B2	B2

TABELA 10 - Classificação das amostras de Zooplâncton em função da análise de agrupamento qualitativo.

MESES	PONTOS						
	1	2	3	4	5	6	7
Março	A1	A1	A1	A1	A1	A1	A1
Abril	A1	A1	A1	A1	A1	A1	A1
Maio	F	F	e	A2	A2	A2	B1
Junho	G	D	D	D	D	D	D
Julho	G	G	D	D	D	D	C
Agosto	G	D	D	D	E	B3	D
Setembro	I	A	I	E	E	C	B1
Outubro	F	E	B2	B2	C	C	C
Novembro	H	B3	B3	B1	B2	B1	B1
Dezembro	H	B3	B3	B1	B3	B3	D
Janeiro	H	B2	D	B1	B1	B1	B1
Fevereiro	H	B2	B2	B1	B1	B1	B1
Março	C	B1	B1	B1	B1	E	B1

e = amostra não agrupada

TABELA 11 - Classificação das amostras (parâmetros físico-químico e biológicos) em função da análise de agrupamento qualitativo.

MESES	PONTOS						
	1	2	3	4	5	6	7
Março	A1	B1	B2	B2	B1	B2	B2
Abril	A1	C1	B3	B1	B1	B2	B3
Maio	A1	A1	A2	A2	B1	B1	A2
Junho	F	A1	A2	A2	A2	B1	A2
Julho	G	A1	A2	A2	A2	A2	B1
Agosto	F	A1	A2	A2	A2	A2	C1
Setembro	G	A1	C1	C1	C1	C1	C1
Outubro	F	E	E	E	C1	C2	C2
Novembro	A1	C3	C3	C3	C3	C3	C2
Dezembro	F	D	D	D	D	D	D
Janeiro	F	B4	B2	B2	B4	B4	B4
Fevereiro	A1	A2	B2	B2	B2	B2	B2
Março	A1	B1	B3	B1	e	B3	B3

e = amostra não agrupada

TABELA 12 - Análise Fatorial de Correspondência do Fitoplâncton.

EIXOS	AUTOVALORES	PERCENTUAL	ACUMULADO
1	0.54087	37.46	37.46
2	0.16596	11.49	48.95
3	0.13236	9.17	58.12
4	0.11920	8.26	66.37
5	0.09154	6.34	72.71
6	0.08851	6.13	78.84
7	0.04780	3.31	82.15
8	0.04472	3.10	85.25
9	0.03301	2.29	87.54
10	0.02927	2.03	89.57

TABELA 13. Análise Fatorial de Correpondência do Fitoplâncton : coeficientes absolutos, coeficientes relativos e coordenadas das espécies- 337

ESPECIE	COEFICIENTE ABSOLUTO			COEFICIENTE RELATIVO			COORDENADAS		
	EIXOS 1	2	3	1	2	3	1	2	3
1- <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	0.089	0.002	0.004	0.975	0.008	0.010	-0.232	0.021	0.024
2- <i>Aphanothece</i> spp.	0.005	0.002	0.003	0.318	0.036	0.045	3.353	1.131	1.264
3- <i>Merismopaedia tenuissima</i>	0.005	0.002	0.799	0.024	0.002	0.841	0.535	0.173	-3.197
4- <i>Microcystis aeruginosa</i>	0.005	0.017	0.000	0.279	0.308	0.007	1.704	-1.791	0.268
5- <i>Oscillatoria bougeotii</i>	0.065	0.000	0.017	0.523	0.001	0.034	2.917	-0.111	-0.739
6- <i>Oscillatoria pseudogeminata</i>	0.005	0.001	0.004	0.184	0.013	0.036	2.218	0.577	-0.984
7- <i>Oscillatoria quadripunctulata</i>	0.001	0.000	0.000	0.059	0.000	0.001	1.306	-0.005	0.182
8- <i>Oscillatoria simplicissima</i>	0.007	0.001	0.003	0.256	0.018	0.028	2.781	0.727	0.919
9- <i>Pseudoanabaena articulata</i>	0.010	0.060	0.003	0.138	0.262	0.010	1.984	-2.736	0.539
10- <i>Ankistrodesmus gracile</i>	0.000	0.004	0.000	0.022	0.207	0.009	1.368	-4.157	0.877
11- <i>Botryococcus braunii</i>	0.000	0.002	0.000	0.013	0.207	0.022	0.627	-2.527	0.828
12- <i>Chlorella vulgaris</i>	0.049	0.042	0.012	0.412	0.108	0.024	2.075	-1.061	-0.504
13- <i>Closterium</i> spp.	0.003	0.022	0.000	0.154	0.384	0.005	0.981	-1.550	-0.171
14- <i>Coelastrum microporum</i>	0.001	0.001	0.000	0.132	0.048	0.016	1.896	1.140	0.663
15- <i>Coelastrum pseudomicroporum</i>	0.000	0.001	0.000	0.010	0.040	0.009	0.402	-0.811	0.386
16- <i>Coelastrum reticulatum</i>	0.002	0.002	0.001	0.042	0.010	0.008	2.656	-1.324	-1.140
17- <i>Cosmarium orthosticum</i>	0.002	0.016	0.001	0.063	0.130	0.007	1.192	-1.709	0.382
18- <i>Cosmarium subprotidum</i>	0.005	0.248	0.010	0.037	0.521	0.016	1.746	-6.589	1.168
19- <i>Dimorphococcus lunatus</i>	0.001	0.001	0.002	0.129	0.053	0.066	2.467	-1.587	-1.774
20- <i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i>	0.054	0.094	0.003	0.303	0.161	0.004	2.674	-1.950	0.290
21- <i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	0.001	0.001	0.000	0.015	0.004	0.001	1.982	-1.061	0.391
22- <i>Kirchneriella lunaris</i>	0.003	0.004	0.005	0.183	0.074	0.070	2.307	-1.470	-1.423
23- <i>Kirchneriella obesa</i>	0.001	0.000	0.000	0.083	0.021	0.001	2.863	1.444	0.257
24- <i>Micractinium bornhemense</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.004	0.001	-0.154	-0.517	0.281
25- <i>Micractinium pisillum</i>	0.002	0.002	0.002	0.153	0.056	0.053	2.345	1.421	1.386
26- <i>Monoraphidium griffithii</i>	0.000	0.000	0.000	0.001	0.010	0.002	-0.163	-0.641	0.294
27- <i>Monoraphidium setiforme</i>	0.002	0.001	0.010	0.115	0.020	0.123	1.340	-0.552	-1.387
28- <i>Hepbrocystium schilleri</i>	0.000	0.000	0.000	0.002	0.001	0.004	-0.193	-0.123	0.249
29- <i>Oocystis borjei</i>	0.001	0.003	0.000	0.025	0.036	0.002	0.784	-0.933	-0.206
30- <i>Oocystis lacustris</i>	0.000	0.003	0.000	0.025	0.135	0.008	1.404	-3.238	0.805
31- <i>Pediastrum duplex</i>	0.001	0.002	0.000	0.098	0.059	0.000	1.985	-1.547	-0.052
32- <i>Pediastrum tetras</i>	0.000	0.000	0.000	0.015	0.000	0.003	-0.279	0.016	-0.117
33- <i>Scenedesmus acuminatus</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.004	0.000	0.010	-0.277	0.017
34- <i>Scenedesmus acutus</i>	0.000	0.000	0.000	0.011	0.006	0.001	0.899	-0.661	0.220
35- <i>Scenedesmus denticulatus</i>	0.000	0.011	0.001	0.039	0.405	0.019	0.651	-2.098	0.460
36- <i>Scenedesmus longispina</i>	0.000	0.002	0.000	0.044	0.095	0.015	0.788	-1.153	0.451
37- <i>Scenedesmus protuberans</i>	0.001	0.012	0.000	0.098	0.290	0.000	1.351	-2.323	0.009
38- <i>Sphaerocystis schroeteri</i>	0.009	0.002	0.005	0.208	0.016	0.027	2.178	-0.606	0.783
39- <i>Staurastrum versenii</i>	0.002	0.017	0.002	0.110	0.319	0.023	0.752	-1.278	0.341
40- <i>Staurastrum laevae</i>	0.000	0.000	0.000	0.017	0.000	0.001	-0.282	-0.038	0.062
41- <i>Staurastrum muticum</i>	0.000	0.013	0.000	0.014	0.420	0.011	0.283	-1.576	0.252
42- <i>Staurastrum setigerum</i>	0.000	0.005	0.001	0.002	0.258	0.028	0.181	-2.247	0.745
43- <i>Staurastrum tetracerum</i>	0.000	0.000	0.000	0.005	0.008	0.014	-0.110	-0.143	0.188
44- <i>Staurodesmus cuspidatus</i>	0.000	0.007	0.002	0.000	0.210	0.041	0.033	-0.850	0.374
45- <i>Staurodesmus nickiei</i>	0.000	0.003	0.001	0.003	0.099	0.016	0.214	-1.244	0.502
46- <i>Staurodesmus subpygmaeus</i>	0.000	0.051	0.009	0.003	0.354	0.050	0.154	-1.613	0.604
47- <i>Treubaria schmidlei</i>	0.000	0.002	0.000	0.041	0.087	0.010	0.703	-1.023	0.345
48- <i>Ulothrix</i> spp.	0.003	0.078	0.001	0.076	0.583	0.005	1.603	-4.432	0.426
49- <i>Nostella botryoides</i>	0.014	0.019	0.009	0.280	0.116	0.046	3.019	-1.948	-1.224
50- <i>Cryptomonas</i> spp.	0.563	0.097	0.018	0.897	0.048	0.007	2.414	0.556	0.213
51- <i>Peridinium inconspicuum</i>	0.001	0.038	0.000	0.017	0.211	0.002	0.897	-3.177	0.306
52- <i>Peridinium volzii</i>	0.009	0.002	0.000	0.214	0.012	0.001	2.632	-0.610	-0.213
53- <i>Euglena</i> spp.	0.001	0.002	0.001	0.151	0.113	0.040	2.799	2.424	1.442
54- <i>Lepocinclis</i> sp.	0.026	0.078	0.043	0.170	0.155	0.067	4.414	4.205	2.779
55- <i>Phacus</i> spp.	0.008	0.020	0.011	0.167	0.132	0.057	4.268	3.785	2.480
56- <i>Trachelomonas ornata</i>	0.001	0.001	0.000	0.103	0.029	0.007	1.790	-0.950	0.450

TABELA 15 - Análise em Componentes Principais (ACP) dos Parâmetros Físico-Químicos e Biológicos.

EIXOS	AUTOVALORES	PERCENTUAL	ACUMULADO
1	9.29368	37.17	37.17
2	2.83426	11.84	49.01
3	2.44566	9.78	58.79
4	1.51829	6.07	64.86
5	1.31823	5.27	70.13

TABELA 16 - Análise Fatorial de Correspondência do Zooplâncton : coeficientes absolutos, coeficientes relativos e coordenadas das espécies.

ESPECIE	COEFICIENTE ABSOLUTO			COEFICIENTE RELATIVO			COORDENADAS		
	EIXOS 1	2	3	1	2	3	1	2	3
1- Anuraeopsis fissa	0.004	0.000	0.001	0.109	0.000	0.012	-0.683	0.001	0.223
2- Asplanchna girodi	0.007	0.001	0.003	0.067	0.006	0.019	1.473	-0.430	-0.789
3- Brachionus angularis	0.241	0.020	0.063	0.672	0.041	0.112	1.115	-0.275	-0.455
4- Brachionus calyciflorus	0.000	0.069	0.117	0.000	0.186	0.274	-0.003	0.486	0.591
5- Collotheca autabilis	0.004	0.003	0.000	0.074	0.036	0.001	-0.757	0.524	0.086
6- Collotheca ornata	0.005	0.001	0.011	0.015	0.003	0.022	-0.333	0.145	0.402
7- Colurella spp.	0.000	0.000	0.000	0.003	0.002	0.017	-0.240	0.209	0.617
8- Conochilus dossuarius	0.000	0.001	0.004	0.001	0.010	0.043	-0.149	0.396	0.801
9- Conochilus unicornis	0.032	0.000	0.003	0.120	0.000	0.006	-0.813	-0.009	0.185
10- Euchlanis dilatata	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.005	-0.066	0.200	0.477
11- Filinia spp.	0.000	0.000	0.002	0.000	0.009	0.037	0.052	0.311	0.634
12- Hexarthra intermedia	0.092	0.339	0.495	0.138	0.376	0.477	-1.282	2.115	-2.381
13- Horaella thomassoni	0.000	0.001	0.000	0.002	0.007	0.000	-0.504	0.957	0.224
14- Keratella americana	0.252	-0.478	0.043	0.380	0.531	0.041	-1.575	-1.862	-0.519
15- Keratella cochlearis	0.006	0.002	0.000	0.144	0.027	0.002	-0.608	0.264	0.073
16- Keratella tropica	0.009	0.001	0.000	0.066	0.006	0.000	0.504	0.155	0.041
17- Lecane spp.	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.013	0.027	0.085	0.372
18- Lepadella patella	0.000	0.000	0.000	0.047	0.066	0.000	-0.870	-1.034	-0.047
19- Platyas quadricornis	0.000	0.000	0.000	0.020	0.002	0.001	0.677	-0.185	-0.148
20- Polyarthra vulgaris	0.046	0.005	0.001	0.342	0.027	0.003	-0.802	-0.227	-0.073
21- Ptygura libera	0.000	0.001	0.005	0.000	0.003	0.017	-0.037	0.320	0.727
22- Rotaria rotatoria	0.008	0.001	0.002	0.052	0.003	0.008	1.152	-0.253	-0.451
23- Synchaeta pectinata	0.000	0.002	0.008	0.001	0.009	0.035	0.110	0.355	0.692
24- Trichocerca capucina	0.005	0.000	0.001	0.078	0.006	0.011	-0.675	0.182	0.248
25- Trichocerca pusilla	0.002	0.004	0.002	0.052	0.055	0.025	-0.593	0.609	-0.413
26- Trichocerca similis	0.025	0.003	0.001	0.251	0.022	0.007	-0.942	-0.276	-0.160
27- Bosmina hagnani	0.004	0.001	0.007	0.031	0.006	0.038	-0.407	0.184	0.449
28- Bosmina longirostris	0.022	0.025	0.127	0.076	0.063	0.280	-0.363	0.331	0.696
29- Diaphanosoma birgei	0.001	0.014	0.044	0.006	0.092	0.248	-0.100	0.394	0.647
30- Thermocyclops decipiens (naup.)	0.001	0.000	0.007	0.008	0.000	0.033	-0.061	0.002	0.127
31- T. decipiens (ad.+cocep.)	0.233	0.029	0.052	0.627	0.057	0.090	0.931	-0.280	-0.353

TABELA 17. Análise Fatorial de Correspondência do Zooplâncton: coordenadas das amostras.

		COORDENADAS					COORDENADAS		
FONTOS		EIXO 1	2	3	FONTOS		EIXO 1	2	3
MARÇO/88	1 1	0.233	0.203	0.333	OUTUBRO	1 50	0.973	-0.199	-0.344
	2 2	0.146	0.277	0.507		2 51	0.244	0.257	0.408
	3 3	-0.038	0.099	0.357		3 52	-0.514	0.260	0.562
	4 4	-0.385	0.129	0.426		4 53	0.031	0.283	0.574
	5 5	-0.434	0.067	0.348		5 54	-0.311	0.402	0.706
	6 6	-0.484	0.059	0.372		6 55	-0.386	0.721	-0.023
	7 7	-0.505	0.158	0.352		7 56	-0.340	0.082	0.318
ABRIL	1 8	0.383	0.036	0.126	1 57	0.427	-0.055	0.002	
	2 9	-0.011	0.324	0.583	2 58	-0.468	0.134	0.237	
	3 10	0.461	-0.237	-0.206	3 59	-0.242	0.180	0.465	
	4 11	-0.296	0.345	0.612	4 60	-0.432	0.355	0.731	
	5 12	-0.320	0.046	0.200	5 61	-0.502	0.321	0.479	
	6 13	-0.470	-0.023	0.210	6 62	-0.680	0.008	0.314	
	7 14	-0.100	0.571	0.831	7 63	-0.502	0.021	0.378	
MAIO	1 15	0.656	-0.094	-0.131	1 64	0.299	0.098	0.221	
	2 16	0.715	-0.222	-0.299	2 65	-0.281	0.337	0.665	
	3 17	-0.738	-0.352	-0.003	3 66	-0.171	0.348	0.648	
	4 18	-0.229	0.249	0.685	4 67	-0.344	0.343	0.562	
	5 19	0.279	-0.022	0.170	5 68	-0.442	0.363	0.682	
	6 20	-0.083	-0.005	0.253	6 69	-0.525	0.280	0.603	
	7 21	-0.215	0.291	0.723	7 70	-0.774	0.069	0.321	
JUNHO	1 22	1.145	-0.290	-0.498	1 71	0.574	0.011	0.019	
	2 23	0.142	0.353	0.554	2 72	-0.505	1.081	-0.910	
	3 24	0.095	0.434	0.636	3 73	-0.322	0.042	0.276	
	4 25	-0.187	0.349	0.587	4 74	-0.892	0.828	-0.433	
	5 26	-0.229	0.181	0.372	5 75	-0.980	0.959	-0.895	
	6 27	-0.069	0.366	0.532	6 76	-1.231	2.072	-2.331	
	7 28	-0.170	0.498	0.801	7 77	-1.103	1.893	-1.945	
JULHO	1 29	1.198	-0.376	-0.560	1 78	0.449	-0.103	-0.045	
	2 30	0.617	-0.044	-0.054	2 79	-0.265	-0.075	0.049	
	3 31	0.146	-0.015	-0.046	3 80	-0.510	-0.091	-0.108	
	4 32	-0.353	0.147	0.454	4 81	-0.992	0.486	-0.756	
	5 33	-0.036	0.059	0.178	5 82	-1.145	0.863	-1.356	
	6 34	-0.307	0.277	0.608	6 83	-1.078	-0.248	-0.492	
	7 35	-0.148	0.295	0.613	7 84	-0.572	-0.039	-0.163	
AGOSTO	1 36	0.772	-0.116	-0.179	1 85	-0.342	-0.065	0.312	
	2 37	-0.206	0.367	0.649	2 86	-1.007	-1.015	-0.095	
	3 38	0.031	0.447	0.624	3 87	-1.346	-1.583	-0.379	
	4 39	-0.232	0.497	0.857	4 88	-1.173	-1.291	-0.244	
	5 40	-0.126	0.225	0.478	5 89	-1.181	-1.202	-0.309	
	6 41	-0.338	0.253	0.538	6 90	-1.258	-1.462	-0.386	
	7 42	-0.261	0.384	0.590	7 91	-1.445	-1.578	-0.422	
SETEMBRO	1 43	1.124	-0.269	-0.437					
	2 44	0.294	0.114	0.236					
	3 45	-0.188	0.426	0.797					
	4 46	-0.330	0.320	0.686					
	5 47	-0.471	0.161	0.488					
	6 48	-0.259	0.480	0.689					
	7 49	-0.186	0.542	0.590					