

MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS
AMBIENTAIS

ESTUDO COMPARATIVO ENTRE A QUALIDADE DA ÁGUA E A
COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA DA REPRESA LAGO DO AMOR
(CAMPO GRANDE MS).

GUSTAVO MARQUES PITALUGA

CAMPO GRANDE-MS
2003

ESTUDO COMPARATIVO ENTRE A QUALIDADE DA ÁGUA E A
COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA DA REPRESA LAGO DO AMOR
(CAMPO GRANDE MS).

GUSTAVO MARQUES PITALUGA

Biólogo

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos.

Orientador: Prof. Dr. Kennedy Francis Roche

CAMPO GRANDE-MS
2003

APRESENTAÇÃO

Esta dissertação é fruto de um trabalho de pesquisa desenvolvido através do Programa de Pós-Graduação de Tecnologias Ambientais, área de concentração em Recursos Hídricos e Saneamento do Centro de Ciências Exatas e Tecnologia da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, com apoio da Fundação de Cultura e Ensino para o Desenvolvimento da Tecnologia (FUNDECT), sob a orientação do Professor Doutor Kennedy Francis Roche da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.

*À minha esposa Renata Barbosa Razuk Pitaluga e a meus pais que muito
colaboraram nos momentos difíceis.*

DEDICO

AGRADECIMENTOS

A Deus, presente em todos os momentos, pela fé, energia da vida e perseverança concedidas.

À Universidade Federal de Mato Grosso do Sul pela oportunidade oferecida para a realização do Curso.

Ao Professor Doutor Kennedy Francis Roche, pela amizade, companheirismo, estímulo, orientação e rico convívio.

Aos Professores Mestres Jorge Gonda e Luiz Augusto Araújo do Val pela especial atenção dispensada e convívio.

Ao amigo e Professor Doutor Carlos Nobuyoshi Ide, pela colaboração, conselhos, gestos e atitudes, estímulos e diversas sugestões.

Ao amigo José Carlos Chaves dos Santos, pela amizade e ajuda na minha formação profissional.

Aos Professores Doutores Robert Schiaveto de Souza e Jorge Luiz Steffen pela contribuição especial ao trabalho.

Aos amigos Luci de Deus Lopes, Selma Batista de Vasconcelos e Agrimal Inácio de Araujo, funcionários do Departamento de Hidráulica e Transportes, pela colaboração, conselhos, brincadeiras e apoio.

A todos os colegas de turma em especial para Lincoln Corrêa Curado, Osvaldo José da Silva e Rita de Cássia do Prado Guido Gameiro, pelo prazeroso convívio, brincadeiras, apoio e colaboração.

Aos funcionários do Laboratório de Qualidade Ambiental (LAQUA) da UFMS.

À minha esposa Renata Barbosa Razuk Pitaluga, companheira e amiga, pelo amor, carinho compreensão e apoio em todas as horas.

A meus pais, irmãos, avós, tios, primos e amigos, pela confiança, dedicação e afeto constantes.

Ao tio Isídoro de Oliveira Tavares pela motivação, incentivo e acompanhamento constante, bem como por seu exemplo de vida.

A todos que de uma forma ou outra contribuíram para realização deste trabalho.

ESTUDO COMPARATIVO ENTRE A QUALIDADE DA ÁGUA E A COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA DA REPRESA LAGO DO AMOR (CAMPO GRANDE MS).

Autor: Gustavo Marques Pitaluga

Orientador: Prof. Dr. Kennedy Francis Roche

RESUMO

O reservatório “Lago do Amor” está localizado no Campus da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul em Campo Grande (MS), tem cerca de 11,5 hectares, sua profundidade média é de aproximadamente 2m. O presente trabalho teve como objetivo a análise da região limnética desse reservatório, em relação à qualidade d’água e às comunidades zooplanctônicas, durante o período de um ano. Índices de diversidade, similaridade e estado trófico foram calculados. Os resultados das análises físicas e químicas d’água indicaram que a represa está com elevadas concentrações de matéria orgânica, com altos valores de DBO, DQO, sólidos, nitrogênio e fósforo. O Índice de Trofia de Carlson, modificado por Toledo *et al.* (1983), indicou um ambiente eutrófico-hipereutrófico. Foram encontradas uma alta abundância de zooplâncton total, a dominância numérica de Rotifera, a ausência de Calanoida e a abundância de Cyclopoida, e baixa diversidade. Altas abundâncias de *Brachionus* e *Anuraeopsis* também foram encontradas. O uso de zooplâncton, como indicador de qualidade d’água, é discutido.

Palavras-chave: Zooplâncton, poluição, represa, diversidade, bioindicadores.

**COMPARATIVE STUDY BETWEEN THE WATER QUALITY AND
ZOOPLANKTON COMMUNITY OF LAGO DO AMOR RESERVOIR
(CAMPO GRANDE MS).**

Author: Gustavo Marques Pitaluga

Supervisor: Prof. Dr. Kennedy Francis Roche

ABSTRACT

The reservoir "Lago do Amor" is located on the campus of the Federal University of Mato Grosso do Sul, Campo Grande/MS, and has an area of about 11.5 hectares, and a mean depth of approximately 2m. The present work had as objective an analysis of the limnetic region of the reservoir, with regard to water quality and the zooplankton community, during the course of one year. Diversity, similarity, and trophic indices were calculated. Results of the physical and chemical analyses of the water indicated high levels of organic matter, with elevated values of BOD, COD, solids, and nitrogen and phosphorous. The Carlson Trophic State Index, modified by Toledo *et al.* (1983), indicated the environment to be eutrophic-hypertrophic. A high abundance of total zooplankton was recorded, with numerical dominance of Rotifera, the absence of Calanoida with abundance of Cyclopoida, and low diversity. High abundances of *Brachionus* and *Anuraeopsis* were found. The use of zooplankton, as bioindicators of water quality, is discussed.

Keywords: Zooplankton, pollution, reservoir, diversity, bioindicators.

SUMÁRIO

	PÁGINA
APRESENTAÇÃO	iii
DEDICATÓRIA	iv
AGRADECIMENTOS	v
RESUMO	vi
ABSTRACT	vii
LISTA DE TABELAS	x
LISTA DE FIGURAS	xi
1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS	2
3 REVISÃO DE LITERATURA.....	3
3.1 Zooplâncton.....	3
3.2 Poluição aquática.....	5
3.3 Poluição orgânica.....	5
3.4 Eutrofização.....	7
3.5 Biomonitoramento.....	9
4 METODOLOGIA.....	14
4.1 Área de estudo.....	14
4.2 Coleta de amostras.....	14
4.3 Análises físicas, químicas e bacteriológicas d'água	16
4.4 Análise de plâncton no laboratório	17
5 ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	18

5.1 Variáveis físicas e químicas	18
5.2 Estado trófico	23
5.3 Comunidade zooplanctônica	23
6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	50
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	52

LISTA DE TABELAS

	PÁGINA
TABELA 3.1	Classificação de reservatórios para níveis de trofia utilizando concentração de fósforo 8
TABELA 3.2	Classificação de reservatórios para estado trófico segundo o Índice de Carlson (Kratzer e Brezonick, 1981) 9
TABELA 4.1	Variáveis analisadas, e a metodologia usada (APHA1995) 16
TABELA 5.1	Valores detectados das variáveis físicas, químicas e bacteriológicas analisados por data de amostragem 19
TABELA 5.2	Valores do Índice de Estado Trófico modificado, por cada data de amostragem 23
TABELA 5.3	Valores do Índice de Similaridade de Sorensen comparando-se a composição da comunidade zooplanctônica entra as datas de amostragem 24
TABELA 5.4	Valores da riqueza de espécies de zooplâncton encontradas em cada data de amostragem 24
TABELA 5.5	Valores do Índice de Diversidade de Shannon-Weiner por cada data de amostragem 25
TABELA 5.6	Valores do índice de uniformidade utilizando \log_2 25

LISTA DE FIGURAS

	PÁGINA
FIGURA 4.1	Foto aérea do Lago do Amor, localizado no campus da Universidade Federal do Mato Grosso do sul 15
FIGURA 5.1	Variação temporal na temperatura de superfície e fundo da zona limnética da represa do Lago do Amor, Campo Grande MS, no período de julho/00 a agosto/01 20
FIGURA 5.2	Variação temporal do pH, na coluna d'água na zona limnética da represa do Lago do Amor, Campo Grande MS, no período de julho/00 a agosto/01 20
FIGURA 5.3	Variação temporal em transparência de Secchi, para a coluna d'água da represa do Lago do Amor, Campo Grande MS, no período de julho/00 a agosto/01 21
FIGURA 5.4	Variação temporal nas concentrações de oxigênio dissolvido na camada de superfície e fundo da zona limnética da represa do Lago do Amor, Campo Grande MS, no período de julho/00 a agosto/01 21
FIGURA 5.5	Variação temporal nas concentrações de nitrogênio total na coluna d'água da represa do Lago do Amor, Campo Grande MS, no período de julho/00 a agosto/01 22
FIGURA 5.6	Variação temporal em concentrações de fósforo total e ortofosfato na coluna d'água da represa do Lago do Amor, Campo Grande MS, no período de julho/00 a agosto/01 22
FIGURA 5.7.1	Abundância relativa dos grupos e espécies componentes do zooplâncton da região limnética da represa do Lago do Amor, Campo Grande MS. 29
FIGURA 5.7.2	Abundância relativa dos grupos e espécies componentes do zooplâncton da região limnética da represa do Lago do Amor, Campo Grande MS. 30
FIGURA 5.8	Variação temporal na abundância (média com desvio padrão) de <i>Brachionus falcatus</i> , na região limnética da represa do Lago do Amor, Campo Grande MS. 31

FIGURA 5.9	Variação temporal na abundância (média com desvio padrão) de <i>Brachionus calyciflorus</i> , na região limnética da represa do Lago do Amor, Campo Grande MS.	31
FIGURA 5.10	Variação temporal na abundância (média com desvio padrão) de <i>Brachionus angularis</i> , na região limnética da represa do Lago do Amor, Campo Grande MS.	32
FIGURA 5.11	Variação temporal na abundância (média com desvio padrão) de <i>Keratella cochlearis</i> , na região limnética da represa do Lago do Amor, Campo Grande MS.	32
FIGURA 5.12	Variação temporal na abundância (média com desvio padrão) de <i>Keratella tropica</i> , na região limnética da represa do Lago do Amor, Campo Grande MS.	33
FIGURA 5.13	Variação temporal na abundância (média com desvio padrão) de <i>Anuraeopsis navícula</i> , na região limnética da represa do Lago do Amor, Campo Grande MS.	33
FIGURA 5.14	Variação temporal na abundância (média com desvio padrão) de <i>Polyarthra vulgaris</i> , na região limnética da represa do Lago do Amor, Campo Grande MS.	34
FIGURA 5.15	Variação temporal na abundância (média com desvio padrão) de <i>Filinia opoliensis</i> , na região limnética da represa do Lago do Amor, Campo Grande MS.	34
FIGURA 5.16	Variação temporal na abundância (média com desvio padrão) de <i>Hexarthra</i> sp., na região limnética da represa do Lago do Amor, Campo Grande MS.	35
FIGURA 5.17	Variação temporal na abundância (média com desvio padrão) de <i>Conochilus coenobasis</i> , na região limnética da represa do Lago do Amor, Campo Grande MS.....	35
FIGURA 5.18	Variação temporal na abundância (média com desvio padrão) de <i>Daphnia</i> sp., na região limnética da represa do Lago do Amor, Campo Grande MS.	36
FIGURA 5.19	Variação temporal na abundância (média com desvio padrão) de <i>Moina</i> sp., na região limnética da represa do Lago do Amor, Campo Grande MS.	36

FIGURA 5.20	Variação temporal na abundância (média com desvio padrão) de Copepoditos e adultos de Cyclopoida, na região limnética da represa do Lago do Amor, Campo Grande MS.	37
FIGURA 5.21	Variação temporal na abundância (média com desvio padrão) de nauplios, na região limnética da represa do Lago do Amor, Campo Grande MS.	37
FIGURA 5.22	Relação entre a abundância de <i>A. navicula</i> e pH	38
FIGURA 5.23	Relação entre a abundância de <i>A. navicula</i> e oxigênio dissolvido (superfície)	38
FIGURA 5.24	Relação entre a abundância de <i>A. navicula</i> e temperatura (superfície)	39
FIGURA 5.25	Relação entre a abundância de <i>A. navicula</i> e fósforo	39
FIGURA 5.26	Relação entre a abundância de <i>B. angularis</i> e N kjeldahl	40
FIGURA 5.27	Relação entre a abundância de <i>B. angularis</i> e pH	40
FIGURA 5.28	Relação entre a abundância de <i>B. angularis</i> e oxigênio dissolvido (superfície)	41
FIGURA 5.29	Relação entre a abundância de <i>B. angularis</i> e temperatura (superfície)	41
FIGURA 5.30	Relação entre a abundância de <i>B. angularis</i> e fósforo	42
FIGURA 5.31	Relação entre a abundância de <i>P. vulgaris</i> e N Kjeldahl	42
FIGURA 5.32	Relação entre a abundância de <i>P. vulgaris</i> e pH	43
FIGURA 5.33	Relação entre a abundância de <i>P. vulgaris</i> e oxigênio dissolvido (superfície)	43
FIGURA 5.34	Relação entre a abundância de <i>P. vulgaris</i> e temperatura (superfície)	44
FIGURA 5.35	Relação entre a abundância de <i>P. vulgaris</i> e fósforo	44
FIGURA 5.36	Relação entre a abundância de Copepoda, copepoditos e adultos e N Kjeldahl	45
FIGURA 5.37	Relação entre a abundância de Copepoda e pH	45

FIGURA 5.38	Relação entre a abundância de Copepoda e oxigênio dissolvido (superfície)	46
FIGURA 5.39	Relação entre a abundância de Copepoda e temperatura (superfície)	46
FIGURA 5.40	Relação entre a abundância de Copepoda e fósforo	47
FIGURA 5.41	Relação entre a abundância de Nauplio e N Kjeldahl	47
FIGURA 5.42	Relação entre a abundância de Nauplio e pH	48
FIGURA 5.43	Relação entre a abundância de Nauplio e oxigênio dissolvido (superfície)	48
FIGURA 5.44	Relação entre a abundância de Nauplio e temperatura (superfície)	49
FIGURA 5.45	Relação entre a abundância de Nauplio e fósforo	49

1 INTRODUÇÃO

A poluição das águas é um problema crescente, principalmente, nos grandes centros urbanos. Pode-se notar que vários são os problemas em diversos reservatórios do Brasil, pois se destacam como principais os efeitos da poluição orgânica, eutrofização e acúmulo de materiais tóxicos (Abel, 1989; Braga *et al.*, 1999).

Os problemas em descobrir, caracterizar e monitorar a poluição em habitats de água doce, podem ser abordados de vários modos, utilizando-se métodos físicos, químicos e biológicos (Best e Ross, 1977; Abel, 1989; Chapman, 1989). A utilização da comunidade zooplanctônica como bioindicadora de um ecossistema aquático se fundamenta no fato de que mudanças na dinâmica e estrutura da comunidade zooplanctônica são reflexos das alterações físicas, químicas e/ou biológicas que ocorrem num corpo d'água.

O trabalho presente envolve uma análise preliminar da limnologia de uma pequena represa situada no campus da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, o “Lago do Amor”.

Podem ser consideradas duas partes: limnologia da região limnética do reservatório e qualidade e estado trófico da água. O estudo propõe investigar a relação entre ocorrência de espécies e estrutura de comunidades e o ambiente físico e químico, para poder avaliar o grau de poluição que está ocorrendo e com isso, estabelecer uma relação de bioindicadores.

2 OBJETIVOS

Os objetivos gerais foram tentar, de uma maneira preliminar, durante um ano, fazer uma descrição da qualidade d'água na região limnética da represa Lago do Amor, e identificar o potencial do uso de zooplâncton como indicador de qualidade de água, com identificação de possíveis espécies e comunidades indicadoras da qualidade.

Os objetivos específicos foram:

1. Análise das características físicas, químicas e bacteriológicas da água;
2. Cálculo de valores de Índice de Trofia de Carlson modificado;
3. Identificação das espécies de zooplâncton presente;
4. Quantificação das abundâncias populacionais destas espécies;
5. Cálculo da diversidade das comunidades.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Zooplâncton

A parte mais central de uma represa pode ser considerada como a região pelágica ou limnética, pois é neste local que minimizam os efeitos das margens e do fundo, este local é habitado pelo plâncton (zooplâncton e fitoplâncton) que se locomovem junto com as correntes existentes. Zooplâncton é um termo genérico para um grupo de animais de diferentes categorias sistemáticas, tendo como característica comum a coluna d'água como seu habitat principal.

Os organismos zooplanctônicos constituem um importante grupo na cadeia alimentar dos ecossistemas aquáticos, pois é o elo de ligação entre os produtores (fitoplâncton) e os consumidores de maior nível da cadeia alimentar. Nos ecossistemas aquáticos continentais, os organismos zooplanctônicos são ou é representado principalmente pelos Protozoa, Rotifera, Cladocera e Copepoda.

Os componentes do zooplâncton apresentam regime alimentar diversificado, podendo ser bacteriófagos, detritívoros, herbívoros, carnívoros ou omnívoros. A maioria das espécies de Cladocera são filtradores, portanto sua alimentação básica se constitui de fitoplâncton, bactéria e detritos. Entre os Copepoda, os Calanoida são essencialmente filtradores e o fitoplâncton é a sua principal fonte de alimento, utilizando eventualmente detritos e bactérias. Os Copepoda Cyclopoida (pelo menos indivíduos maduros) são preferencialmente carnívoros, seu alimento preferido são os Rotifera e os Protozoa (Esteves, 1998). Os Cladocera e outros Copepoda são também muito consumidos. A preferência deve variar de espécie para espécie.

A disponibilidade de alimento e a predação, são variáveis de grande relevância nas comunidades zooplanctônicas; a diversidade e quantidade de organismos presentes podem sofrer alterações em função destas variáveis (Gliwicz *et al.* 1981, Saunders e Lewis 1988b). Também, fatores abióticos podem determinar a ocorrência e abundância de espécies planctônicas. Por exemplo, na Irlanda, não tem *Daphnia* em lagos com valores de baixo pH (Caroni e Irvine, 2000). A temperatura pode determinar a ocorrência de diferentes espécies no plâncton; Maier (1989) mostrou que algumas espécies de Copepoda foram adaptadas para temperatura baixa, e outros para temperatura mais alta.

Atualmente, sabe-se que o zooplâncton possui um papel central na dinâmica de um ecossistema aquático, especialmente na ciclagem de nutrientes e no fluxo de energia (Esteves, 1998). Quando densidades de zooplâncton de grande tamanho individual aumentam, há uma tendência para densidades de populações de fitoplâncton e concentrações totais de nutrientes

diminuírem. Segundo Duncan (1990), Vanni e Temte (1990), Lampert *et al.* (1986), em lagos e reservatórios temperados o crescimento de populações de algas na primavera foram retardados pela biomassa alta de espécies de *Daphnia*, incluindo *D. magna*. As taxas de alimentação de Rotifera são também relativamente altas, por volta de dez vezes o peso seco do seu corpo por dia e, as taxas de assimilação podem atingir 80-100% (Gulati *et al.*, 1987; Nogrady *et al.*, 1993).

Tais organismos podem ter uma influência importante sobre as taxas de ciclagem de nutrientes, liberando nitrogênio e fósforo inorgânico (Ferrante, 1976; Lehman, 1980; Ejsmont-Karabin, 1983). Em sistemas planctônicos, os organismos zooplanctônicos consomem algas, bactérias e detritos, liberando nutrientes. O tamanho médio dos organismos dominantes na comunidade é importante em relação à taxa comunitária de ciclagem de nutrientes, porque as taxas de peso específico individual de excreção de nutrientes, estão relacionadas inversamente com o tamanho do corpo. É importante lembrar que esta excreção pode piorar a qualidade da água, porque os nutrientes incorporados na biomassa microbiana são liberados pelos microinvertebrados, aumentando o potencial de eutrofização do efluente final. Alternativamente, tais nutrientes podem estimular o crescimento de microrganismos, elevando a oxidação de material orgânico, o que reduz a quantidade e a volatilidade do material orgânico da água.

É sabido que lagos e reservatórios tropicais diferem em alguns aspectos daqueles das regiões temperadas (Pejler, 1977; Dumont, 1983; Dussart *et al.*, 1984; Matsumura-Tundisi, 1986; Payne, 1986; Beaver e Crisman, 1989; Segers *et al.*, 1993a e b; Sperling, 1993; Dumont *et al.*, 1994; Bayly, 1995; Rocha *et al.*, 1995; Lewis, 1996). Quanto à composição em espécies e a variabilidade a nível subespecífico, principalmente nas regiões tropicais, estes sistemas são relativamente inexplorados. Algumas das diferenças incluem a ausência relativa de grande zooplâncton nas regiões tropicais (Dumont, 1994; Lewis, 1996). Exemplos mais específicos incluem o maior domínio relativo de *Brachionus*, *Trichocerca*, *Conochilus* e *Collotheca*, entre os Rotifera planctônicos nas regiões de clima quente (Ruttner-Kolisko, 1974; Dumont, 1983; Green, 1994; Vásquez *et al.*, 1998). Gradientes em diversidade e composição de espécies e grupos de outros invertebrados também foram detectados (por exemplo, Protozoa (Green, 1994)). Em relação aos Cladocera e Copepoda planctônicos, ainda existem controvérsias sobre os padrões de diversidade, se são mais baixos ou não nos trópicos (Fernando *et al.*, 1990; Dumont, 1994). Segundo Lewis (1996), comunidades de fitoplâncton, zooplâncton e bentos não são mais complexos nos trópicos.

Nos últimos anos houve um aumento nas pesquisas em corpos d'água de regiões tropical, subtropical, temperado e sub-ártico, em corpos de água das suas sub-regiões,

apresentando características particulares, determinado por clima e geologia local. As implicações de tais diferenças nos mecanismos de funcionamento de comunidades, ainda são pouco conhecidas; a maioria das teorias sobre estrutura e funcionamento de comunidades de água doce foram desenvolvidas em regiões temperadas (Rocha *et al.*, 1995; Arcifa e Northcote, 1997; Bandu Amarasinghe *et al.*, 1997a e b; Lazzaro, 1997).

3.2 Poluição aquática

Ao adicionar qualquer elemento na água e este alterar sua qualidade, podemos dizer que está ocorrendo de alguma forma algum tipo de poluição aquática, pois a definição desta poluição está ligada à destinação final da água (Branco, 1986).

Os recursos hídricos estão cada vez mais poluídos, é crescente e visível essa degradação onde o meio sofre em função desta poluição. Parte deste problema é reflexo do grande número de indústrias que lançam seus efluentes com baixos níveis de tratamento ou sem tratamento adequado nos corpos d'água receptores. Apesar de vários problemas causados por tal poluição, notamos que aparecem em destaque nos rios, lagos e reservatórios os efeitos da poluição orgânica, eutrofização e acúmulo de materiais tóxicos (Abel, 1989; Braga *et al.*, 1999).

3.3 Poluição orgânica

Fontes de poluição orgânica incluem principalmente esgoto doméstico e efluentes agro-industriais e industriais.

Os resíduos orgânicos despejados nos corpos d'água são decompostos por microorganismos que utilizam o oxigênio na respiração. Assim, quanto maior a carga de matéria orgânica, maior o número de microorganismos decompositores e, conseqüentemente, maior o consumo de oxigênio.

Do ponto de vista ecológico, o oxigênio dissolvido é uma variável extremamente importante, pois é necessário para a respiração da maioria dos organismos que habitam o meio aquático. A determinação do oxigênio dissolvido é de fundamental importância para avaliar as condições naturais da água e detectar impactos ambientais como eutrofização e poluição orgânica. Geralmente o oxigênio dissolvido se reduz ou desaparece, quando a água recebe grande quantidade de substâncias orgânicas biodegradáveis encontradas em efluentes como o esgoto doméstico, e certos resíduos industriais, como o vinhoto e outros.

A Demanda Bioquímica do Oxigênio, avalia a quantidade de oxigênio dissolvido (OD) em $\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$, que será consumida pelos organismos aeróbios ao degradarem a matéria

orgânica. O teste é realizado à temperatura padrão de 20°C durante cinco dias, no escuro, sem fonte externa de OD, com diluições e sementeiras apropriadas. Por durar cinco dias, os resultados são expressos em termos de DBO_{5,20}. Através da DBO_{5,20} estima-se a carga orgânica de corpos d'água, de efluentes e as necessidades de aeração para degradá-las em estações de tratamento de esgotos.

A Demanda Química do Oxigênio, é um teste indireto de medida, pelo qual se avalia a quantidade de oxigênio consumido em meio ácido para degradar a matéria inorgânica e orgânica, biodegradável ou não. O teste tem a duração de 2 horas e tem sido empregado, principalmente, para operação de sistemas de tratamento de esgotos e para a caracterização de efluentes industriais.

O nitrogênio também é um dos elementos importantes no metabolismo de ecossistemas aquáticos. Esta importância deve-se à sua participação na formação de proteínas, um dos componentes básicos da biomassa (Esteves e Sendacz, 1988). Os esgotos domésticos, fertilizantes e excrementos de animais são as causas do aumento do nitrogênio na água. As águas naturais, em geral, contêm nitratos em solução e, além disso, tratando-se de águas que recebem esgotos, podem conter quantidades variáveis de compostos mais complexos, ou menos oxidados, tais como: compostos orgânicos quaternários, amônia e nitritos. A amônia é tóxica aos peixes. Em geral, a presença desta em elevadas concentrações denuncia a existência de poluição recente, uma vez que essas substâncias são oxidadas rapidamente na água, graças principalmente à presença de bactérias nitrificantes. Por essa razão, constituem um importante índice da presença de despejos orgânicos recentes.

Outros compostos associados com a poluição orgânica incluem o gás sulfídrico e o metano, produzido em condições anóxicas; são tóxicos para a vida aquática.

3.4 Eutrofização

Eutrofização pode ser definida como o aumento de produção da matéria orgânica causada pelo acúmulo de nutrientes inorgânicos (em ecossistemas aquáticos normalmente nitrogênio e fósforo).

O fósforo encontra-se na água sob a forma de ortofosfato, polifosfato e fósforo orgânico; é essencial para o crescimento das algas, mas, em excesso causa eutrofização. Os compostos de fósforo são um dos mais importantes fatores limitantes à vida dos organismos aquáticos e o seu balanço, em uma massa d'água, é de importância fundamental no controle ecológico das algas. Suas principais fontes são: dissolução de compostos do solo,

decomposição da matéria orgânica, esgotos domésticos e industriais, fertilizantes, detergentes, excrementos animais.

Dentre as diferentes formas de nitrogênio, o nitrato, juntamente com o íon amônio, assumem grande importância nos ecossistemas aquáticos, uma vez que representam as principais fontes de nitrogênio para os produtores primários. O íon amônio (NH_4^+) é muito importante para os organismos produtores, especialmente porque sua absorção é energeticamente mais viável. Este elemento é indispensável para o crescimento das algas, mas em excesso pode ocasionar um exagerado desenvolvimento destes organismos. Além das formas inorgânicas de nitrogênio, os produtores primários podem assimilar formas orgânicas como: uréia, aminoácidos, peptídios etc (Esteves, 1988).

O estado trófico de um lago se refere a sua carga de nutrientes e a sua fertilidade. Com base nessas características eles podem se encontrar no estado eutrófico, mesotrófico e oligotrófico. A eutrofização pode ser parte do processo natural de envelhecimento dos lagos, que poderia ocorrer independentemente das atividades do homem. O aumento progressivo da carga de nutrientes e, conseqüentemente da fertilidade, provocam alterações na colonização de plantas e animais e nas características químicas. A crescente urbanização junto com o desenvolvimento das atividades agrícolas e o lançamento de efluentes, tem acelerado o processo natural de eutrofização, encurtando a vida útil dos vários corpos d'água receptores.

Pode-se ter uma idéia do grau de eutrofização de uma água, através das próprias medidas de produtividade, seja por intermédio das determinações de oxigênio dissolvido, determinações de fósforo, nitrogênio e clorofila *a*. Por exemplo, a Tabela 3.1 indica como Sperling (1993), classifica os reservatórios de água, em função da concentração de fósforo total.

Tabela 3.1 Classificação de reservatórios para níveis de trofia utilizando concentração de fósforo.

Classe de Trofia	Concentração de fósforo total (mg/m^3)
Ultraoligotrófico	< 5
Oligotrófico	10 – 20
Mesotrófico	10 – 50
Eutrófico	25 – 100
Hipereutrófico	> 100

Um dos aspectos mais característicos do fenômeno da eutrofização dos lagos e reservatórios é o crescimento exagerado de organismos aquáticos autotróficos, particularmente algas planctônicas e macrófitas. A associação entre a eutrofização e a excessiva produção

fitoplanctônica pode ser tão direta, que é utilizada por vários autores, como sendo a própria definição de eutrofização (Porto *et al.*, 1991).

Muitos modelos simplificados, baseados principalmente nos teores de nitrogênio, fósforo, clorofila *a* e disco de Secchi, foram elaborados para avaliar o estado trófico de um ecossistema aquático.

Através da profundidade do disco de Secchi pode-se classificar as águas em níveis tróficos como oligotrófico (profundidade maior ou igual a 4,6m), oligotrófico–mesotrófico (profundidade entre 4,5 e 3,8m), mesotrófico (profundidade entre 3,7 e 2,4m), mesotrófico–eutrófico (profundidade entre 2,3 e 1,8m) e eutrófico (profundidade menor ou igual a 1,7m).

Também tem sido muito utilizado o Índice do Estado Trófico de Carlson (IET) (Carlson, 1977), relacionando linearmente a profundidade do disco de Secchi com a trofia do ambiente. Este IET, permite uma avaliação limnológica bastante aproximada do nível de enriquecimento nutricional de um corpo aquático e abrange três parâmetros, (transparência, clorofila *a* e fósforo total). Trata-se de uma forma simples de analisar um conceito multidimensional que envolve critérios de oxigenação, de transparência, de nutrientes eutrofizantes, de biomassa, de composição e concentração de fitoplâncton, entre outros dados (Calazans Duarte *et al.*, 1997). Os valores variam entre 0-100, sendo a classificação mostrada na Tabela 3.2.

Toledo *et al.* (1983) fizeram uma adaptação deste índice para as águas do estado de São Paulo. Em um estudo comparativo entre os IETs de Carlson (1977) e Toledo *et al.* (1983), Nogueira e Ramirez (1998) concluem que o melhor índice é o de Toledo *et al.*, usando fósforo total. Mercante e Tucci-Moura (1999) calcularam maiores valores do IET usando a versão de Carlson.

Tabela 3.2 Classificação de reservatórios para estado trófico segundo o Índice de Carlson (Kratzer e Brezonick, 1981).

Classe de Trofia	Valor do Índice
Ultraoligotrófico	< 20
Oligotrófico	21 – 40
Mesotrófico	41 – 50
Eutrófico	51 – 60
Hipereutrófico	> 61

Como foram desenvolvidos com dados de lagos predominantemente temperados concluiu-se que, devido a diferenças fundamentais entre estes e os lagos de regiões tropicais,

esses modelos não eram aplicáveis para a maioria dos corpos de água das regiões tropicais. Assim, os índices determinados a partir da profundidade de desaparecimento visual do disco de Secchi não devem ser utilizados isoladamente para inferir o estado trófico do ambiente. É aconselhável utilizar vários índices, baseados nos teores de nitrogênio e fósforo, produtividade primária e biomassa fitoplanctônica, entre outros, para conjuntamente efetuar uma melhor avaliação da trofia do sistema.

3.5 Biomonitoramento

Os problemas em descobrir, caracterizar e monitorar a poluição em habitats de água doce podem ser abordados em vários modos, constituindo métodos físicos, químicos e biológicos (Best e Ross, 1977, Abel 1989, Chapman, 1989).

O termo biomonitoramento, pode ser definido como o uso sistemático de respostas biológicas para avaliar mudanças ambientais com o objetivo de utilizar esta informação em um programa de controle de qualidade. Estas mudanças normalmente estão associadas a fontes antropogênicas (Abel, 1989). O monitoramento biológico de poluição, envolve a análise de mudança em estrutura e funcionamento de comunidades e organismos individuais, provocados pela poluição (Yasuno e Whitton, 1987). Tais monitoramentos podem ser mais efetivos que o monitoramento físico e químico, pois, podem revelar mudanças ambientais em longo prazo, como também, refletir os efeitos de contaminantes presentes em baixas concentrações, quando normalmente não são detectados utilizando análises químicas convencionais, ou através de substâncias não analisadas. Efeitos sinérgicos, efeitos de bioacumulação, e interações entre contaminantes e características ambientais, também podem ser reveladas. Lançamento intermitente de contaminantes pode não ser detectado por análise química de amostras de água. Na prática, normalmente são feitos simultaneamente os monitoramentos biológicos e físico-químicos.

Os tipos seguintes de monitoramento biológico são comuns (Abel, 1989; Spellerberg, 1994):

1. identificação de espécies indicadoras;
2. identificação de comunidades indicadoras, ou dentro de grupos, (por exemplo diatomáceas, larvas de insetos), ou considerando-se a comunidade inteira, e um refinamento desta aproximação, isto é o cálculo de índices bióticos;
- 3 cálculo de índices de semelhança;
4. cálculo de índices de diversidade;
5. testes ecotoxicológicos.

Para os tipos 1 e 2 é requerido o seguinte: a espécie deve ser identificada, a tolerância de poluição da espécie deve ser conhecida, e deve ser considerada que a espécie pode desaparecer por razões diferentes de poluição (por exemplo, invasão de espécie exótica). O uso de índices de diversidade reflete ao fato de que em uma área sujeita à poluição, a diversidade de organismos pode diminuir. Novamente, a diversidade pode diminuir devido a razões sem ligação com a poluição (por exemplo eventos catastróficos, como inundação). Finalmente, a escolha de organismos para ser utilizada em testes ecotoxicológicos dependerá da disponibilidade de organismos, facilidade de manutenção e cultivo no laboratório, potencial de invasão, e sensibilidade à poluição (Fonseca, 1997).

Microinvertebrados e algas podem ser usados como indicadores de qualidade ambiental (Nygaard, 1949; Patrick, 1963; Sladacek, 1983; Di Bernardo, 1995; Ceballos *et al.*, 1996; Estanislau e Ferreira, 1997; Foissner e Berger, 1996; Beaver *et al.*, 1999). Por exemplo, Foissner e Berger (1996) discutem a gestão de espécies bioindicadoras de Ciliata; características ecológicas de importância incluindo disponibilidade de alimento, salinidade, e saporidade. Eles providenciaram descrições de comunidades típicas e espécies indicadoras de vários tipos de ambientes naturais e poluídos.

O fitoplâncton pode ser usado como indicador de trofia da água (Reynolds, 1998), usando por exemplo, os índices de Nygaard. A diversidade também pode mudar com o grau de trofia, sendo ela menor em ambientes mais eutróficos (Buergi e Stadelmann, 2000). A abundância absoluta de pequenas formas (nanoplâncton) pode aumentar e a abundância relativa diminuir com a trofia (Watson e Kalff, 1981).

Vários organismos componentes do zooplâncton têm sido utilizados como indicadores do estado trófico e/ou quantidade de matéria orgânica de ambientes aquáticos. Em ambientes eutróficos, as Cianobactéria podem aumentar em abundância, o que pode favorecer os Rotifera e Copepoda em vez dos Cladocera, via interferência mecânica do processo de alimentação, e endotoxinas (Lampert, 1987; Gilbert, 1990). Blancher (1984) encontrou uma mudança na composição do zooplâncton com trofia: as lagoas oligotróficas foram dominadas pelo Copepoda, e as lagoas eutróficas pelo Rotifera. Ejsmont-Karabin *et al.* (1980), Bays e Crisman (1983), Walz *et al.* (1987), Karabin *et al.* (1997), Pinto Coelho (1998) e Caleffi (1998) encontraram aumentos na dominância de Rotifera com a eutrofização e com elevadas concentrações de matéria orgânica.

Esteves e Sendacz (1988) estudando 16 represas no estado de São Paulo, encontraram aumento em biomassa de zooplâncton total, Rotifera, e Cyclopoida com o grau de trofia da água, enquanto a biomassa de Calanoida diminuiu; a biomassa de Cladocera não mostrou

nenhuma correlação, porém teve uma tendência para pequenas espécies (*Bosmina*) serem mais adaptadas para ambientes mais eutróficos do que espécies grandes (*Daphnia*).

Segundo vários autores, como Tundisi *et al.* (1993), Maier (1996 e 1998), Karabin *et al.* (1997), Caleffi (1998) e Kasprzak e Koschel (2000), a eutrofização favorece os Cyclopoida e, dentro desse grupo, algumas espécies, como *Thermocyclops decipiens* e *Cyclops vicinus*, são especialmente beneficiadas, em contraste com *Thermocyclops minutus*, *Acanthocyclops robustus* e *Diacyclops bicuspidatus* (Sampaio *et al.*, 2002). Num estudo da comunidade zooplânctônica numa represa oligotrófica, Landa e Mourgués-Schurter (2000) notaram a presença do Calanoida *Argyrodiaptomus furcatus*. Byron *et al.* (1984) discutiram a menor importância de Cladocera em ambientes oligotróficos, e a maior importância de Calanoida, relacionando este fenômeno com vulnerabilidade para predação (vertebrado e invertebrado), e limitação alimentar.

Em lagos de regiões temperadas e subtropicais, tem-se encontrado alguma correlação entre o nível trófico e abundância relativa e determinadas espécies de Rotifera. Mattos *et al.* (1997) observaram alta abundância de Rotifera no eutrófico Lago Paranoá, com as espécies dominantes de *Anuraeopsis fissa*, *Polyarthra vulgaris*, e espécies de *Brachionus* e *Conochilus*; na Crustacea, *Thermocyclops decipiens* e *Bosmina* spp. foram dominantes. Taylor e Carter (1997) encontraram maior abundância de zooplâncton grande em ambientes oligotróficos. José de Paggi e Paggi (1998) notaram maior biomassa de zooplâncton total em ambientes com maior grau de trofia, dominado pelo microzooplâncton (Rotifera e nauplios), mas com menor diversidade. Gulati (1990), em lagos altamente eutróficos na Holanda, citou uma dominância de Rotifera, com *Anuraeopsis fissa* representando 30% da biomassa do zooplâncton total.

Landa *et al.* (1998) estudaram as relações entre a ocorrência de espécies de microbiota e o grau de saprobidade (quantidade de matéria orgânica no ambiente), e encontraram *Daphnia*, *Moina* (incluindo *minuta*), *Brachionus calyciflorus*, *Filinia longiseta*, *Keratella cochlearis*, *Keratella tropica* e *Polyarthra vulgaris* associados com baixas concentrações de matéria orgânica (menor que 0,5mg.L⁻¹ DBO), enquanto *Brachionus angularis* e *Anuraeopsis fissa* foram observados em ambientes mais ricos (2,0-7,0mg.L⁻¹ DBO). Em contraste, Landa e Mourgués-Schurter (2000) encontraram *Anuraeopsis fissa* num ambiente oligotrófico, bem como *Thermocyclops minutus*.

Na Polônia, Karabin *et al.* (1997) relacionaram o aumento no grau de trofia com aumento na abundância e no tamanho individual de Rotifera, aumento na biomassa de Cyclopoida dentro da biomassa total de Crustacea, e em relação à biomassa dos Cladocera. Harper (1986) analisou três lagos, um mesotrófico, um eutrófico e um hipertrófico,

destacando espécies dominantes. No mesotrófico, Bacillariophyceae e Desmidiaceae no fitoplâncton, e Calanoida no zooplâncton; no eutrófico Bacillariophyceae e Cyanobactéria, no fitoplâncton, e Cladocera no zooplâncton; e no hipertrófico, Bacillariophyceae e Chlorophyceae, no fitoplâncton, e Cyclopoida, no zooplâncton. Espécies de Rotifera encontrados em ambientes eutróficos incluem *Conochilus unicornis* e *Keratella cochlearis* (Matsumura-Tundisi *et al.*, 1990).

Nos trópicos e subtropicais não foi encontrada, ainda, nenhuma relação nítida entre a abundância de Rotifera planctônicos e outros grupos de zooplâncton e nível trófico (Rocha *et al.*, 1997). Segundo Matsumura-Tundisi *et al.* (1999), durante um ano em um reservatório com características oligotróficas, encontraram a dominância de Rotifera. Outros estudos também mostraram que Rotifera podem ser normalmente dominantes em represas independente do grau de trofia (Arcifa, 1984; Rocha *et al.*, 1997). Este padrão é comumente encontrado na maioria das águas doces tropicais, tanto em lagos, lagoas, represas, rios ou riachos. A dominância numérica deste grupo na comunidade zooplanctônica da maioria dos corpos de água tem sido atribuída ao fato destes organismos serem r-estrategistas, ou seja, oportunistas, de pequeno tamanho, com ciclo de vida curto (Matsumura-Tundisi, 1999).

Na represa eutrófica de Barra Bonita, o zooplâncton é dominado pelos Calanoida (Rocha *et al.*, 1997). Na represa de Jurimirim, considerada oligotrófica, Cyclopoida foram dominantes, pelo menos na época seca, e na Lagoa Dourada, também oligotrófica, dentro do Copepoda, somente espécies de Cyclopoida foram encontradas (Melão, 1999).

Em relação a outras formas de poluição, a matéria inorgânica pode influenciar diretamente ou indiretamente (via diminuição de luz para crescimento de algas) a abundância de zooplâncton (Hart, 1986 e 1992), como no caso de *Daphnia*, que pode ser inibido pelas altas concentrações (50-200 mg.L⁻¹) de argila (Kirk, 1991a); tais inibições podem ser seletivas, agindo contra espécies de Cladocera, mas não Rotifera (Kirk, 1991b).

Numa revisão dos impactos de acidificação e agrotóxicos sobre as comunidades zooplanctônicas, Havens e Hanazato (1993) concluem que estes tipos de contaminação favorecem a dominância de pequenos Cladocera e Rotifera. A composição e biomassa de comunidades de zooplâncton mostram modificações com o pH do ambiente, com biomassa menor, e espécies mais pequenas, como *Bosmina*, em ambientes ácidos; *Keratella cochlearis* são encontradas em ambientes neutrais ou alcalinas, enquanto *K. taurocephala* pode ser considerado característica para ambientes ácidos, válido para a América do Norte (Havens e DeCosta, 1988). MacIsaac *et al.* (1987) encontraram menor abundância e menor diversidade nas comunidades de Rotifera em lagos ácidos.

Hanazato e Yasuno (1990) e Hanazato (1991) mostraram em experimentos que

Cladocera e Copepoda foram mais sensíveis para o inseticida carbaryl, que Rotifera. Resultados similares foram obtidos pelo Kaushik *et al.* (1985) para o inseticida permethrin. O fitoplâncton pode ser também inibido pelos agrotóxicos, porém com a remoção de herbívoros zooplanctônicos, populações dessas algas podem aumentar na presença de agrotóxicos (Hanazato, 1991).

4 METODOLOGIA

4.1 Área de estudo

O reservatório (Figura 4.1), localiza-se no município de Campo Grande (MS), numa região urbana. A represa tem forma oval, e tem uma área com cerca de 11,5 hectares, e uma profundidade média de aproximadamente 2m. Até a seção de descarga do lago, a bacia apresenta uma área aproximada de 15km². Foi construído em 1968, através da construção de uma barragem, para represar as águas dos córregos Bandeira e Cabaça. É parte integrante da Reserva Biológica - RBI/UFMS. Este reservatório sofre hoje, descargas de diferentes quantidades de resíduos, principalmente matéria orgânica, incluindo esgoto doméstico (Toledo, 1988; Lajo *et al.*, 2002; Righi, 2003).

4.2 Coleta de amostras

Amostras foram coletadas em sete datas durante um ano. Em cada data de amostragem, os perfis verticais na coluna d'água da temperatura e condutividade foram medidos. O pH foi medido a 33 e 66% da distância da superfície d'água. A cada ponto, amostras de água, com 5 litros em volume, foram coletadas, usando uma garrafa de Van Dorn, e filtrados por uma malha de 30µm, e fixados com formaldeído com uma concentração final de 4% e sacarose. Duas séries de amostras foram coletadas, uma a 33% de profundidade e outra a 66% de profundidade, formando amostras compostas na forma de misturar a amostra coletada. Foram coletadas 3 amostras para zooplâncton, e uma para análise físicas, químicas e bacteriológicas.

Para amostragem quantitativa de populações de plâncton, mais de uma amostra são necessárias devido à distribuição agregada da maioria de espécies (Ruttner-Kolisko, 1977; Jones e Francis, 1982; Threlkeld, 1983; Betsill e Avyle, 1994). Para rotíferos, uma rede de malha 35µm ou menos é necessária para não perder as pequenas espécies (Likens e Gilbert, 1970).



FIGURA 4.1 Foto aérea do Lago do Amor, localizado no campus da Universidade Federal do Mato Grosso do Sul.

4.3 Análises físicas, químicas e bacteriológicas d'água.

As variáveis que foram analisadas, e a metodologia são listadas na Tabela 4.1.

Tabela 4.1 Variáveis analisadas, e a metodologia usada (APHA 1995).

Temperatura	Termômetro
pH	Potenciométrico
Oxigênio dissolvido	Winkler, modificado da Azida, e/ou metro (oxímetro)
Condutividade	Condutivímetro
Alcalinidade Total	Titulométrico
Transparência de Secchi	Disco de Secchi
DBO _{5,20}	Azida modificada
DQO	Dicromato refluxo fechado
Sólidos totais	Resíduo total seco a 103-105° C
Sólidos dissolvidos totais	Resíduo filtrado seco a 103-105° C
Sólidos suspensos totais	Diferença entra total e dissolvido
Amônia	Titulométrico
Nitrato	Espectrofotométrico, com adição de salicilato de sódio
Nitrogênio total	Macro-Kejldahl
Ortofosfato	Espectrofotométrico (Cloreto estanhoso)
Fósforo total	Espectrofotométrico (Cloreto estanhoso) c/ pre-digestão
Abundância de coliformes totais	Tubos múltiplos
Abundância de coliformes fecais	Tubos múltiplos

O Índice de Estado Trófico calculado foi o de Carlson (1977) modificado por Toledo *et al.* (1983) aplicado para transparência (S), fósforo total (P) e ortofosfato (PO₄). Não foi possível analisar a clorofila devido a problemas técnicos.

4.4 Análise de plâncton no laboratório

No laboratório, sub-amostras foram contadas, usando-se uma Célula de Sedgewick-Rafter, numa ampliação de 100 vezes (McCauley, 1984). Pelo menos 80-100 indivíduos das formas mais abundantes foram contados em cada sub-amostra.

Em cada coleta, amostras vivas foram examinadas taxonomicamente com um microscópio Olympus, usando as chaves gerais de Ruttner-Kolisko (1974) e Koste, (1978) para Rotifera, e Matsumura-Tundisi, (1984 e 1986), Reid (1985), Reid e Moreno (1990), Dussart e Defaye (1995) e El Moor-Loureiro (1997) para Crustacea, bem como literatura mais especializada.

Índices de diversidade e similaridade (Shannon-Wiener e Sorensen, respectivamente) foram calculados.

Para a estimativa do índice de diversidade Shannon-Wiener, a fórmula utilizada foi:

$$H = - \sum (n_i/n) \log(n_i/n)$$

onde:

H = valor do índice

n_i = número de organismos por categoria taxonômica

n = número total de organismos

Neste estudo o \log_2 foi usado. Para comparação com outros estudos feitos usando outras bases, podemos fazer os seguintes cálculos:

$$3,321928(\log_{10}) = \log_2; 2,302584(\log_{10}) = \ln$$

A uniformidade (E) foi calculada pela fórmula: $E = H' / H_{\max}$, em que H' é o índice de diversidade de Shannon e H_{\max} é da diversidade máxima teórica, em condições de máxima uniformidade.

O índice de similaridade de Sorensen é obtido da seguinte maneira:

$$S = 2C / (A+B)$$

onde :

S = Valor do Índice

C = Número de espécies comuns em ambas amostras

A = Número de espécies em amostras A

B = Número de espécies em amostras B.

5 ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

5.1 Variáveis físicas e químicas.

Os dados físicos, químicos e bacteriológicos são apresentados na Tabela 5.1 e Figuras 5.1 a 5.6.

A temperatura variou entre 16 e 28°C; não houve padrão sazonal. Em quatro datas, observou-se uma pequena estratificação vertical.

Os valores de pH se mantiveram próximos nas coletas, variando entre 7,1 e 7,5, mostrando que as águas são praticamente neutras.

Foi encontrada uma ampla variação na concentração de oxigênio dissolvido (OD) a qual variou bastante, entre menos 1 mg.L⁻¹, e mais que 7,5 mg.L⁻¹. Em quatro datas, os valores na água mais profunda foram bem baixos.

A transparência de Secchi variou entre 40-90 cm, evidenciando uma água relativamente turva.

A DBO_{5,20} se manteve constantemente alta, com valores oscilando entre 7,4 e 52,3 mg.L⁻¹. Estes valores mostram a presença de muita matéria orgânica no reservatório.

Entretanto, o número de coliformes totais variou consideravelmente, de 3.500 a 1.100.000 NMP/100ml, e os coliformes fecais encontrado 130 a 33.000 NPM/100ml, indicando contaminação com matéria fecal, como esgoto doméstico.

Para o fósforo foram obtidos valores muito altos, se comparados as concentrações obtidas por Sperling, (1995). Para o nitrogênio, também foram detectados valores relativamente altos.

Tabela 5.1 Valores detectados das variáveis físicas, químicas e bacteriológicas analisados por data de amostragem.

Variável	Unidade	DATA DE COLETA						
		28/07/2000	20/09/2000	30/10/2000	02/03/2001	04/04/2001	06/06/2001	22/08/2001
Temperatura da amostra da superfície	°C	17,0	25,9	29,0	18,3	27,0	23,5	24,0
Temperatura da amostra do fundo	°C	16,5	22	28,5	18,9	24,9	20,9	20,1
Alcalinidade total	mg.L ⁻¹	92,5	97,4	84,4	58,1	50,3	51,5	65
Condutividade	µS.cm ⁻¹	110,0	121,0	138,0	162,7	125,0	136,0	160,0
DBO _{5,20}	mg.L ⁻¹	52,3	11,8	NA	12,7	13,2	7,4	13,4
DQO	mg.L ⁻¹	71,0	45,9	105,0	26,8	27,2	32,4	40,3
Fósforo total	mg P. L ⁻¹	0,20	0,10	0,20	0,02	0,11	0,71	0,06
Ortofosfato	mg P.L ⁻¹	0,08	0,06	0,09	0,02	0,01	0,01	0,02
Nitrato	mg N.L ⁻¹	0,02	0,02	0,01	0,04	0,07	0,04	0,04
Amônia	mg N.L ⁻¹	2,2	1,9	NA	0,3	0,3	ND	ND
Nitrogênio Kjeldahl	mg N.L ⁻¹	8,0	2,5	7,5	1,8	2,0	1,9	1,4
Oxigênio dissolvido (superfície)	mg.L ⁻¹	7,3	3,9	7,6	1,2	4,3	6,1	7,6
Oxigênio dissolvido (fundo)	mg.L ⁻¹	7,2	0,7	7,1	0,9	0,4	0,8	1,8
pH	-	7,3	7,3	7,3	7,4	7,1	7,1	7,5
Sólidos totais	mg.L ⁻¹	60	72	50	92	154	112	122
Sólidos dissolvidos totais	mg.L ⁻¹	NA	NA	NA	72	152	106	104
Sólidos suspensos totais	mg.L ⁻¹	NA	NA	NA	20	2	6	18
Coliformes totais	NMP.100mL ⁻¹	3,5 x 10 ³	1,1 x 10 ⁶	1,6 x 10 ⁵	1,6 x 10 ⁵	NA	5,0 x 10 ⁵	3,0 x 10 ⁵
Coliformes fecais	NMP.100mL ⁻¹	1,3 x 10 ²	NA	1,3 x 10 ³	9,0 x 10 ³	NA	3,3 x 10 ⁴	1,4 x 10 ⁴

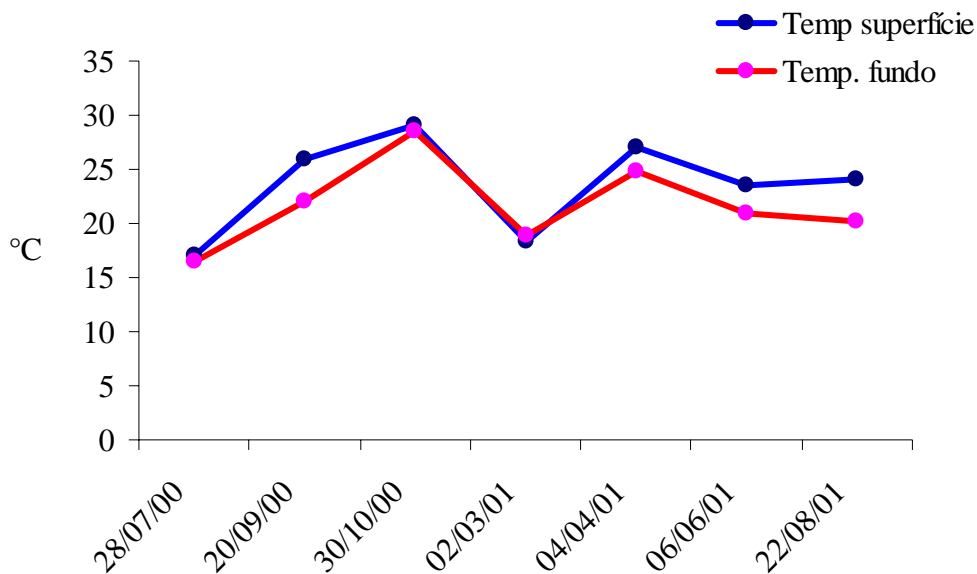


Figura 5.1 Variação temporal na temperatura de superfície e fundo da zona limnética da represa do Lago do Amor, Campo Grande MS, no período de julho/00 a agosto/01.

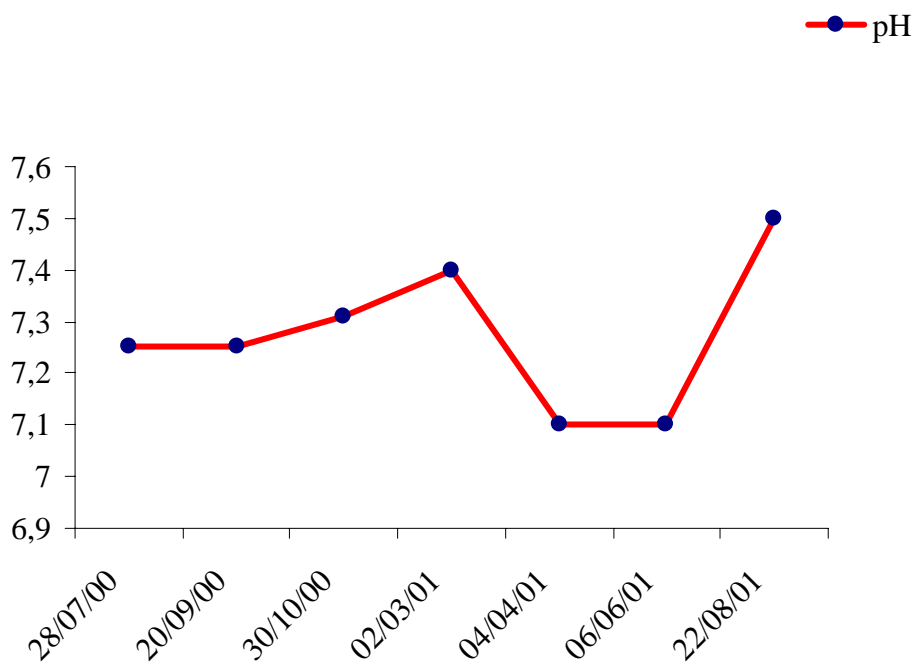


Figura 5.2 Variação temporal do pH, na coluna d'água na zona limnética da represa do Lago do Amor, Campo Grande MS, no período de julho/00 a agosto/01.

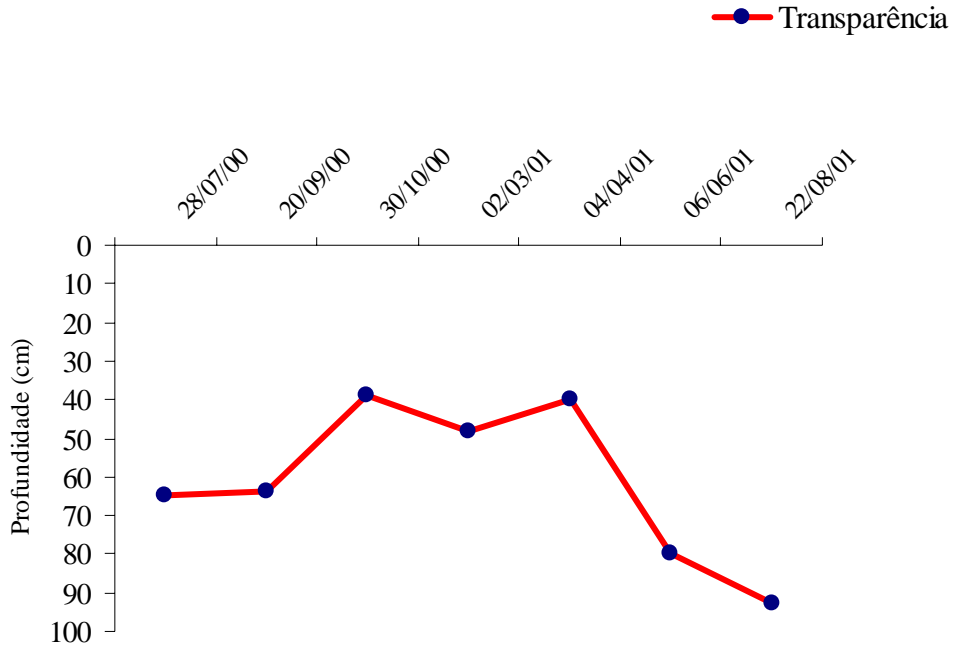


Figura 5.3 Variação temporal na transparência de Secchi, para a coluna d'água da represa do Lago do amor, Campo Grande MS, no período de julho/00 a agosto/01.

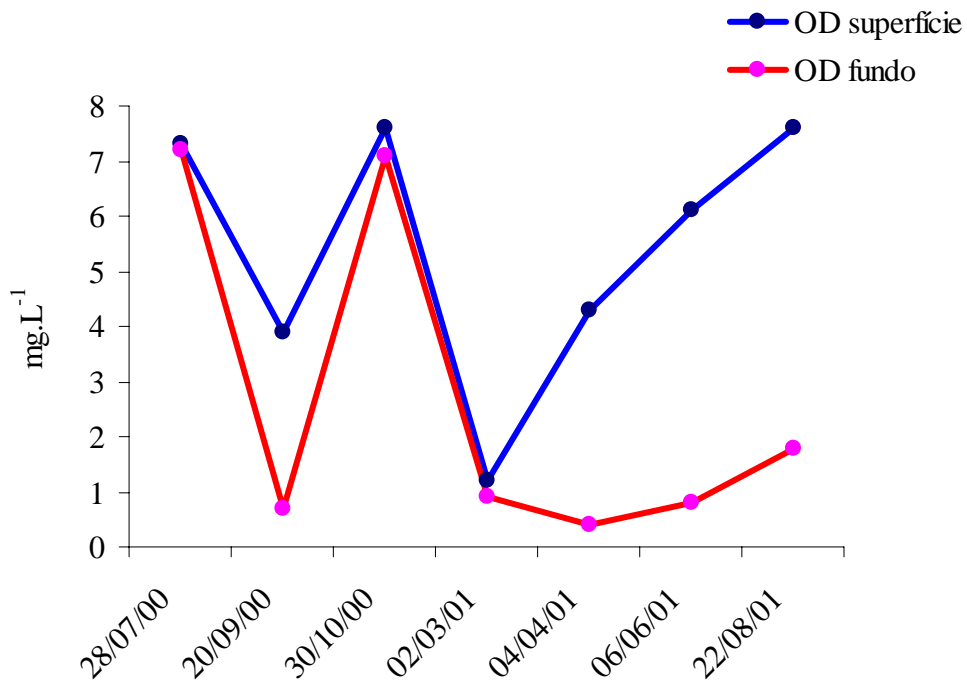


Figura 5.4 Variação temporal nas concentrações de oxigênio dissolvido na camada de superfície e de fundo da zona limnética da represa do Lago do Amor, Campo Grande MS, no período de julho/00 a agosto/01.

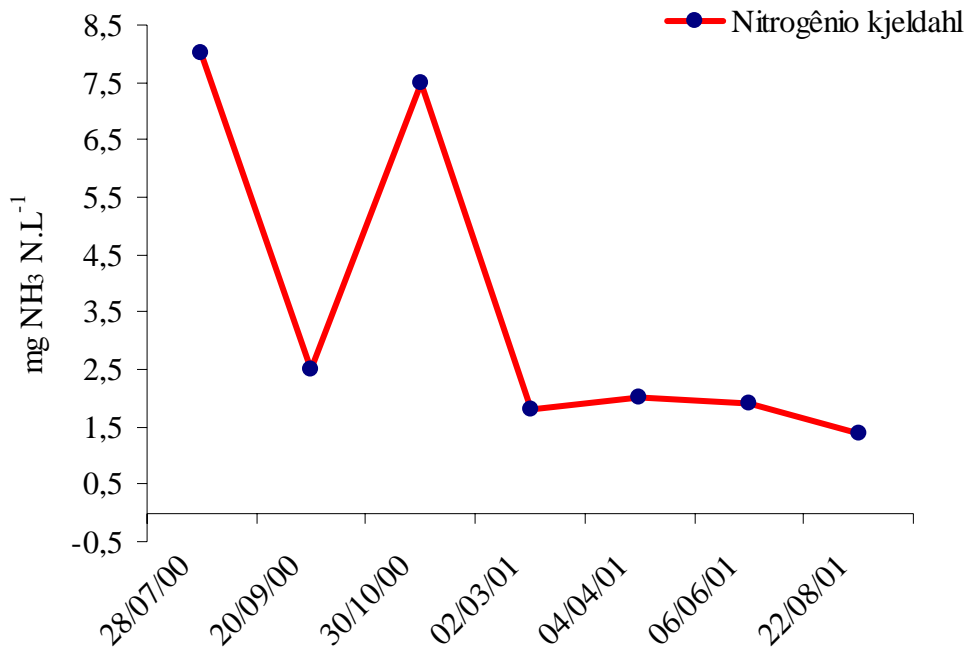


Figura 5.5 Variação temporal das concentrações de nitrogênio total na coluna d'água da represa do Lago do Amor, Campo Grande MS, no período de julho/00 a agosto/01.

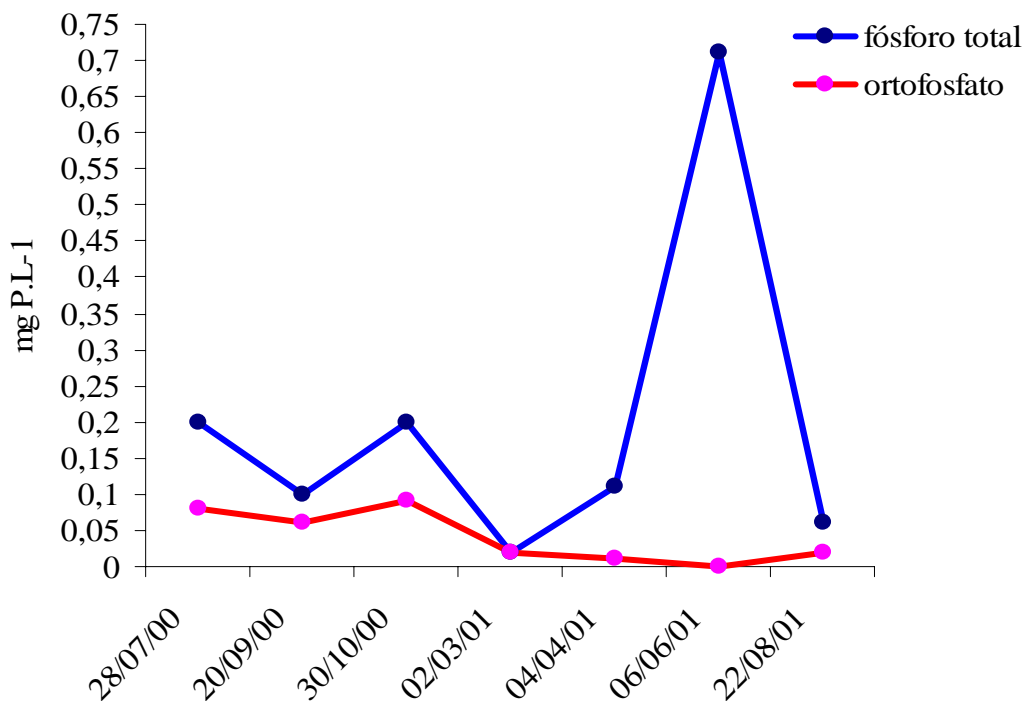


Figura 5.6 Variação temporal em concentrações de fósforo total e ortofosfato na coluna d'água da represa do Lago do Amor, Campo Grande MS, no período de julho/00 a agosto/01.

5.2 Estado trófico

Com o objetivo de avaliar o estado trófico da represa do Lago do Amor foi usado o Índice do Estado Trófico (IET) considerando-se a transparência, a concentração de fósforo total, e de ortofosfato (Calazans Duarte *et al.*, 1997; Carlson, 1997). O Índice de Estado Trófico de Carlson modificado por Toledo *et al.* (1983) foi usado.

Neste estudo presente, foram encontrados altos valores do Índice, em todas as datas de amostragem, indicando um ambiente eutrófico-hipereutrófico (Tabela 5.2).

Tabela 5.2 Valores do Índice de Estado Trófico modificado, por cada data de amostragem.

Datas	IET (Transparência)	IET (Fósforo)	IET (Ortofosfato)
28/07/00	51,81	73,16	78,84
20/09/00	53,99	63,16	74,69
30/10/00	63,99	73,16	80,54
02/03/01	61,36	39,94	58,84
04/04/01	64,35	64,54	48,84
06/06/01	57,32	91,44	48,84
22/08/01	56,98	56,27	58,84

5.3 Comunidade zooplanctônica

Os organismos encontrados nas coletas, basicamente foram semelhantes em todas as datas, havendo pouca diferença de espécies entre coletas. A Tabela 5.3 mostra a similaridade entre os organismos nas amostras coletadas, podendo-se observar uma maior similaridade da composição de espécies zooplanctônicas nas datas 20/09/00 e 30/10/00; 20/09/00 e 06/06/01; 28/07/00 e 20/09/00.

Tabela 5.3 Valores do Índice de Similaridade de Sorensen comparando-se a composição da comunidade zooplancônica entre as datas de amostragem.

Data	Índice de similaridade entre a composição de espécies do zooplâncton						
	28/07/00	20/09/00	30/10/00	02/03/01	04/04/01	06/06/01	22/08/01
28/07/00	x	x	x	x	x	x	x
20/09/00	0,91	x	x	x	x	x	x
30/10/00	0,86	0,95	x	x	x	x	x
02/03/01	0,87	0,86	0,80	x	x	x	x
04/04/01	0,73	0,80	0,84	0,86	x	x	x
06/06/01	0,86	0,95	0,89	0,80	0,74	x	x
22/08/01	0,87	0,76	0,70	0,82	0,67	0,80	x

As Tabelas 5.4, 5.5 e 5.6 mostram os valores de riqueza de espécies, os valores calculados para o Índice de Diversidade de Shannon-Wiener e os valores calculados para a uniformidade para as datas amostradas, respectivamente. Os valores foram relativamente baixos, em todas as datas amostradas, sempre houve uma ou duas espécies dominantes.

Valores típicos de riqueza de espécies são 2 para Copepoda, 4-5 para Cladocera e 7-8 para Rotifera, por amostra (Arcifa, 1984). Matsumura-Tundisi (1999) listou valores de riqueza de espécies para vários lagos e represas no Brasil e foram sugeridos valores médios de 2-3 para Copepoda, 5-6 para Cladocera e 7-8 para Rotifera, para lagos, mas muito mais em represas como por exemplo, 11, 12 e 34, para Copepoda, Cladocera e Rotifera, respectivamente, na represa eutrófica de Barra Bonita.

Tabela 5.4 Valores da riqueza de espécies de zooplâncton encontradas em cada data de amostrada.

Data	20/07/00	20/09/00	30/10/00	02/03/01	04/04/01	06/06/01	22/08/01
Espécies	12	10	9	11	10	9	11

Tabela 5.5 Valores do Índice de Diversidade de Shannon-Wiener por cada data de amostragem.

	Índice de diversidade \log_2						
	20/07/00	20/09/00	30/10/00	02/03/01	04/04/01	06/06/01	22/08/01
Sem nauplios	1,46	1,52	0,52	1,50	1,14	1,27	0,82
Com nauplios	1,72	1,81	0,84	1,73	1,35	1,31	1,17

Tabela 5.6 Valores do Índice de uniformidade utilizando \log_2 .

	20/07/00	20/09/00	30/10/00	01/03/01	04/04/01	06/06/01	22/08/01
Sem nauplios	0,41	0,46	0,16	0,43	0,34	0,40	0,24
Com nauplios	0,50	0,57	0,28	0,52	0,43	0,44	0,35

Segundo Green (1993), a alta dominância de uma ou poucas espécies podem indicar estresse ambiental. Segundo Margalef (1983), ambientes enriquecidos organicamente tem baixa diversidade, e uniformidade. Nogrady (1982) encontrou maior diversidade de Rotifera em ambientes com menos matéria orgânica.

A baixa diversidade e a dominância de uma espécie de Rotifera encontradas numa lagoa podem estar relacionadas com o grau de trofia do sistema, devido ao recebimento de despejos domésticos ao longo do córrego formador desta lagoa (Neves *et al.*, em prelo). Em contraste, num estudo da comunidade zooplancônica numa represa oligotrófica, Landa e Mourgués-Schurter (2000) mediram uma diversidade média de 2,09 bits.ind.⁻¹. Para as lagoas marginais do rio Mogi-Guaçu, Güntzel *et al.* (2000) obtiveram uma faixa de variação entre 0,78 e 3,83 bits.ind.⁻¹, para os Rotifera. Estes dados ilustram a grande variabilidade encontrada para a diversidade deste grupo zooplancônico em lagoas de pequeno a médio porte. Matsumura-Tundisi (1999) listou valores de diversidade zooplancônica em alguns corpos d'água, com uma media de cerca 2,4 bits. O menor valor de 0,8 bits foi registrado em tanques enriquecidos com nutrientes. Então, os baixos valores do presente estudo podem indicar um ambiente sofrendo de altos graus de enriquecimento.

Podemos observar que o grupo zooplancônico dominante no período das coletas foi o dos Rotifera, o qual teve a maior riqueza de espécies.

Porém os copepoditos, adultos de Copepoda e os nauplios apareceram com maior frequência nas amostras, Figuras 5.6 e 5.7.

Podemos afirmar com base nas Figuras 5.22 a 5.45, que não ocorreu nenhuma relação constante positiva ou negativa dos organismos com parâmetros físicos e químicos.

Em 28/07/00, foi constatada a dominância da espécie *B. angularis*, com média em torno dos 5.100 indivíduos por litro, em seguida os nauplios com a média aproximada de 1.700 indivíduos por litro. Em 20/09/00, observou-se a dominância praticamente equilibrada das espécies *A. navicula* e *B. falcatus*, e a ausência total das espécies *Daphnia* sp., *Moina* sp., *Hexarthra* sp. e *K. cochlearis*. Houve, ainda, uma pequena quantidade da espécie *C. coenobasis*, com a média de 66 indivíduos por litro nesta coleta. Em 30/10/00, notamos com clareza a dominância indiscutível da espécie *A. navicula*, com média de 22.848 indivíduos por litro, e a ausência de organismos grandes tais como *Daphnia* e *Moina*.

Em 02/03/01, notamos basicamente a dominância de três espécies, sendo elas respectivamente na ordem de maior abundância; *B. angularis*, *C. coenobasis* e *P. vulgaris*. Entretanto os Nauplios se destacaram. Em 04/04/01, as espécies que sobressaíram com a maior média de indivíduos por litro foram *P. vulgaris* e em seguida *B. angularis*. *Moina* sp. foi encontrada apenas nesta coleta, tendo como média o valor de 341 indivíduos por litro. Em 06/06/01, observamos mais de 50% dos organismos dominados pelos nauplios, pois em seguida podemos observar a espécie *A. navicula* e *B. calyciflorus* se destacando. Em 22/08/01, notamos a dominância da espécie *A. navicula*, ocupando também mais de 50% dos organismos encontrados nesta coleta. Podemos destacar também que aproximadamente 25% dos organismos contados são Nauplios de Copepoda. Apenas nesta coleta detectou-se a ausência da espécie *F. opoliensis*, que obteve seu maior pico de indivíduos por litro na coletas de 04/04/2001.

Notamos que a espécie *B. falcatus* foi observada apenas nos meses de julho, setembro e outubro de 2000, já a espécie *B. calyciflorus* esteve presente em todas as coletas. A espécie *Brachionus angularis* apareceu praticamente em todas as coletas, estes organismos tiveram seu pico máximo, atingindo 5000 indivíduos por litro, nas amostras de 28/07/2000 e 04/04/2001, Figuras 5.8, 5.9 e 5.10

Apenas nas coletas realizadas em julho de 2000 e agosto de 2001 aparece a espécie *Keratella cochlearis*. A espécie *Keratella tropica* esteve ausente apenas nas coletas de abril e maio de 2001. *K. tropica* apareceram com mais frequência e em maior quantidade de indivíduos por litro do que a espécie *K. cochlearis*. Figuras 5.11 e 5.12.

Um das espécies mais abundantes encontradas nas coletas, *Anuraeopsis navicula*, esteve presente em todas as coletas (Figura 5.13). Esta espécie teve o maior número de

indivíduos, atingindo valores na casa dos 20.000 indivíduos por litro, podemos observar que seu pico foi na coleta realizada em 30/10/2000 seguida pela coleta de 22/08/2001, notamos que na coleta de 30/10/2000 a temperatura também teve seu pico máximo (Figura 5.24), não podemos afirmar se houve uma relação positiva ou mera coincidência, mas estudos futuros poderão dizer se existe uma preferência deste organismo por faixas termais. A espécie *Polyarthra vulgaris* também esteve presente em todas as coletas. Esta espécie também demonstrou valores relativamente altos para a abundância, atingindo seu pico máximo encontrado na coleta de 04/04/2001, Figura 5.14.

A espécie *Filinia opoliensis* esteve ausente na coleta de agosto de 2001 e quase ausente em junho de 2001. A quantidade de indivíduos oscilou durante o período das coletas, com valores relativamente baixos, não ultrapassando a casa dos 1.500 indivíduos por litro (Figura 5.15). A espécie *Hexarthra* sp. apareceu em apenas três coletas com uma quantidade baixa de indivíduos por litro (Figura 5.16). A espécie *Conochilus coenobasis* em apenas uma coleta sobressaiu com um número de indivíduos por litro razoável, aparecendo poucas vezes nas outras coletas, Figura 5.17.

A espécie de *Daphnia* foi detectada três vezes nas coletas realizadas, com valores relativamente baixos de organismos (Figura 5.18). A espécie de *Moina* se mostrou presente na coleta de abril de 2001 com um número razoável de indivíduos por litro (Figura 5.19), foi observado também picos mínimos para DQO e oxigênio dissolvido (fundo) nesta coleta (Tabela 5.1), existindo talvez alguma relação de ocorrência netas condições que poderá ser pesquisada futuramente.

Os Copepoda (copepoditos e adultos de Cyclopoida) apareceram em todas as coletas com um número razoável de indivíduos por litro (Figura 5.20). Os nauplios também estiveram presentes em todas as coletas, Figura 5.21.

A abundância absoluta de zooplâncton encontrado aqui indica um ambiente eutrófico ou hipertrófico (Arcifa, 1984; De Bernardi *et al.*, 1988; Gulati, 1990; Rocha *et al.*, 1997; Caleffi, 1998). Em geral, as densidades populacionais das espécies neste estudo foram altas (Arcifa, 1984). Altas densidades de Rotifera foram encontradas; Orcutt e Pace (1984), em uma lagoa eutrófica, encontraram uma abundância total de Rotifera de cerca 8.000 indivíduos por litro, que eles consideram “muito alto”.

Em duas represas meso-eutróficas em Portugal, foram encontradas densidades de zooplâncton de até 950.L⁻¹, com uma média de cerca de 100-200.L⁻¹. Rotifera foi dominante (Barros *et al.* 2000); valores de DBO oscilaram entre 1-5 mg.L⁻¹, e sólidos em suspensão até 40 mg.L⁻¹. Aumento na biomassa total de crustáceos também podem acontecer (Kasprzak e Koschel, 2000). Ostojic (2000) encontrou um aumento na abundância de zooplâncton com o

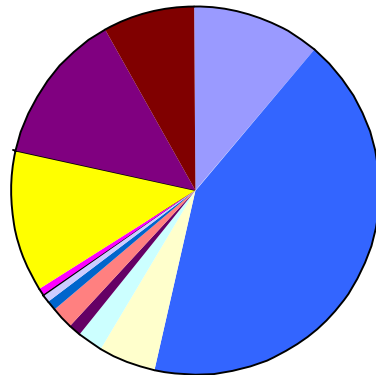
aumento da trofia.

Várias espécies de Rotifera podem ser utilizadas como indicadores de lagos eutróficos. Sladeczek (1983), mostra que *Brachionus* e *Filinia* são indicadores de ambientes organicamente poluídos, e neste estudo observamos a dominância de *Brachionus* e a presença de *Filinia*.

No presente estudo, os *Brachionus angularis* e *Anuraeopsis navícula* foram abundantes, que é típico para ambientes ricos em matéria orgânica (Sladeczek, 1983; Barroso *et al.*, 1997; Neves *et al.*, em prelo). José de Paggi e Paggi (1998) encontraram *B. angularis* em quantidades elevadas sendo a espécie dominante em ambientes com maiores graus de enriquecimento com nutrientes e salinidade. Radwan (1984) encontrou populações abundantes de *Brachionus angularis*, *Filinia longiseta* e *Keratella cochlearis* em ambientes de baixa transparência, e alta fertilidade. Gulati (1990) e Landa *et al.* (1998) encontraram *B. angularis* e *A. fissa* em ambientes ricos em matéria orgânica.

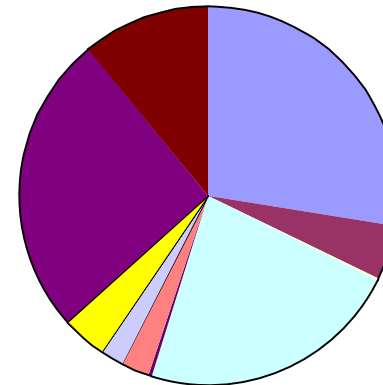
FIGURA 5.7.1 Abundância relativa dos grupos e espécies componentes do zooplâncton da região limnética da represa do Lago do Amor, Campo Grande MS.

A 28/07/00



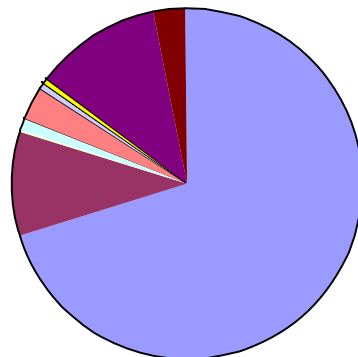
- *A. navicula*
- *B. angularis*
- *B. calicyflorus*
- *B. falcatus*
- *C. coenobasis*
- Copepoda
- *Daphnia* sp.
- *F. opoliensis*
- *K. coclearis*
- *K. tropica*
- Nauplius
- *P. vulgaris*.

B 20/09/00



- *A. navicula*
- *B. angularis*
- *B. calicyflorus*
- *B. falcatus*
- *C. coenobasis*
- Copepoda
- *F. opoliensis*
- *K. tropica*
- Nauplius
- *P. vulgaris*

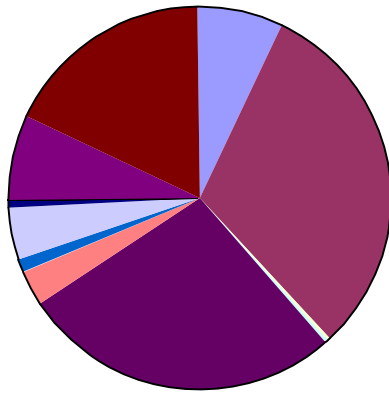
C 30/10/00



- *A. navicula*
- *B. angularis*
- *B. calicyflorus*
- *B. falcatus*
- Copepoda
- *F. opoliensis*
- *K. tropica*
- Nauplius
- *P. vulgaris*.

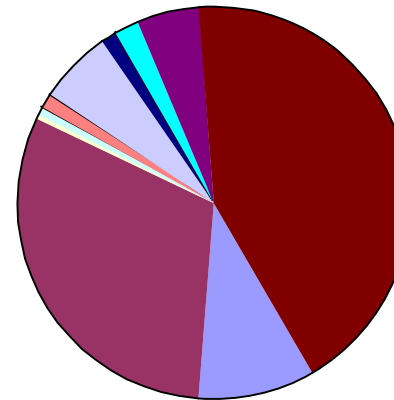
FIGURA 5.7.2 Abundância relativa dos grupos e espécies componentes do zooplâncton da região limnética da represa do Lago do Amor, Campo Grande MS.

A 02/03/01



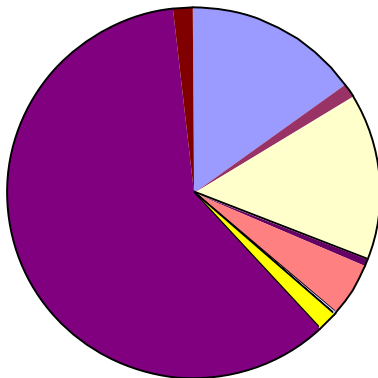
- *A. navicula*
- *B. angularis*
- *B. calicyflorus*
- *B. falcatus*
- *C. coenobasis*
- Copepoda
- *Daphnia* sp.
- *F. opoliensis*
- *Hexarthra* sp.
- Nauplius
- *P. vulgaris*

B 04/04/01



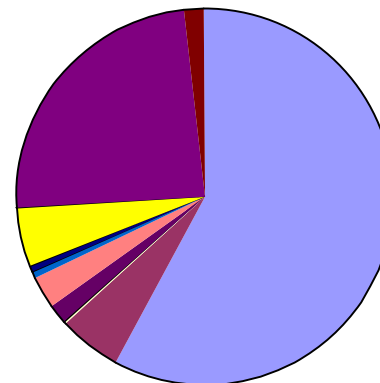
- *A. navicula*
- *B. angularis*
- *B. calicyflorus*
- *B. falcatus*
- Copepoda
- *F. opoliensis*
- *Hexarthra* sp.
- *Moina* sp.
- Nauplius
- *P. vulgaris*

C 06/06/01



- *A. navicula*
- *B. angularis*
- *B. calicyflorus*
- *C. coenobasis*
- Copepoda
- *F. opoliensis*
- *K. tropica*
- Nauplius
- *P. vulgaris*

D 22/08/01



- *A. navicula*
- *B. angularis*
- *B. calicyflorus*
- *C. coenobasis*
- Copepoda
- *Daphnia* sp.
- *Hexarthra* sp.
- *K. coclearis*
- *K. tropica*
- Nauplius
- *P. vulgaris*

B. falcatus

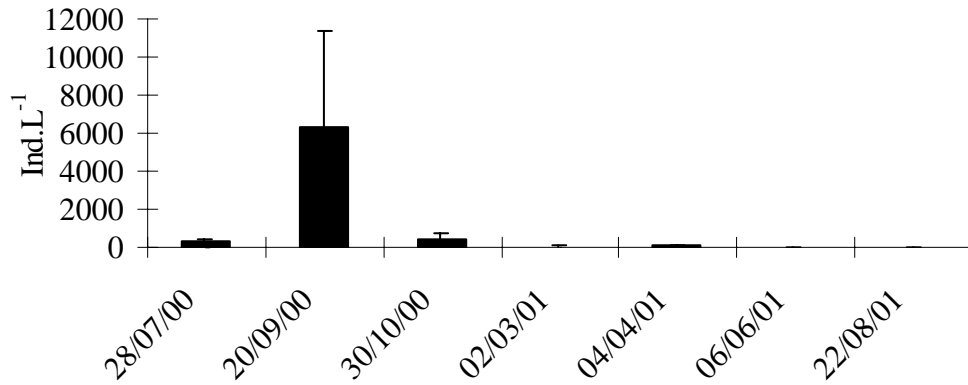


FIGURA 5.8 Variação temporal na abundância (média com desvio padrão) de *Brachionus falcatus*, na região limnética da represa do Lago do Amor, Campo Grande MS.

B. calyciflorus

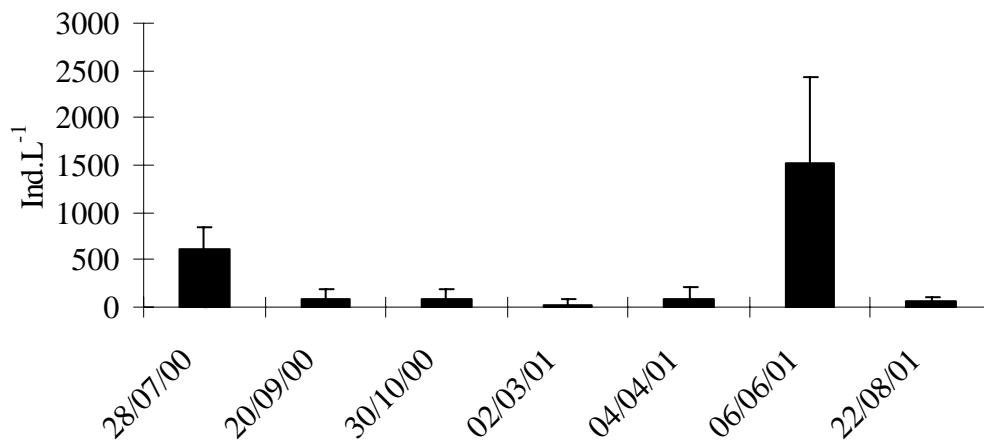


FIGURA 5.9 Variação temporal na abundância (média com desvio padrão) de *Brachionus calyciflorus* na região limnética da represa do Lago do Amor, Campo Grande MS.

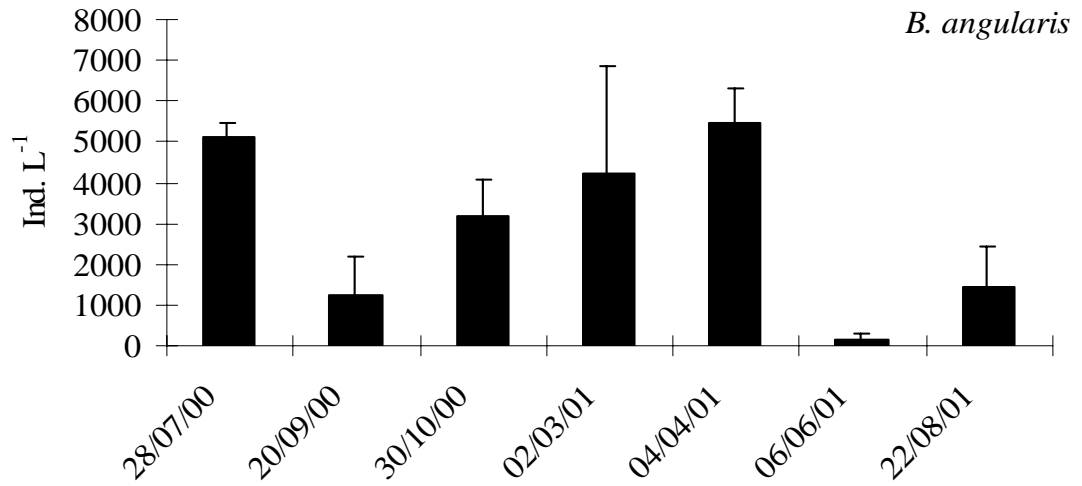


FIGURA 5.10 Variação temporal na abundância (média com desvio padrão) de *Brachionus angularis* na região limnética da represa do Lago do Amor, Campo Grande MS.

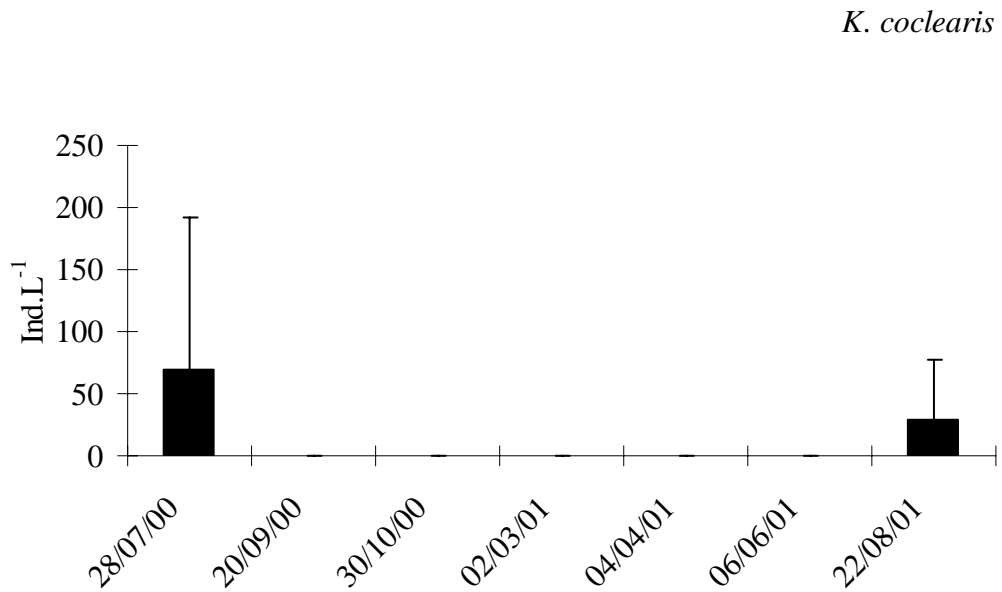


FIGURA 5.11 Variação temporal na abundância (média com desvio padrão) de *Keratella cochlearis* na região limnética da represa do Lago do Amor, Campo Grande MS.

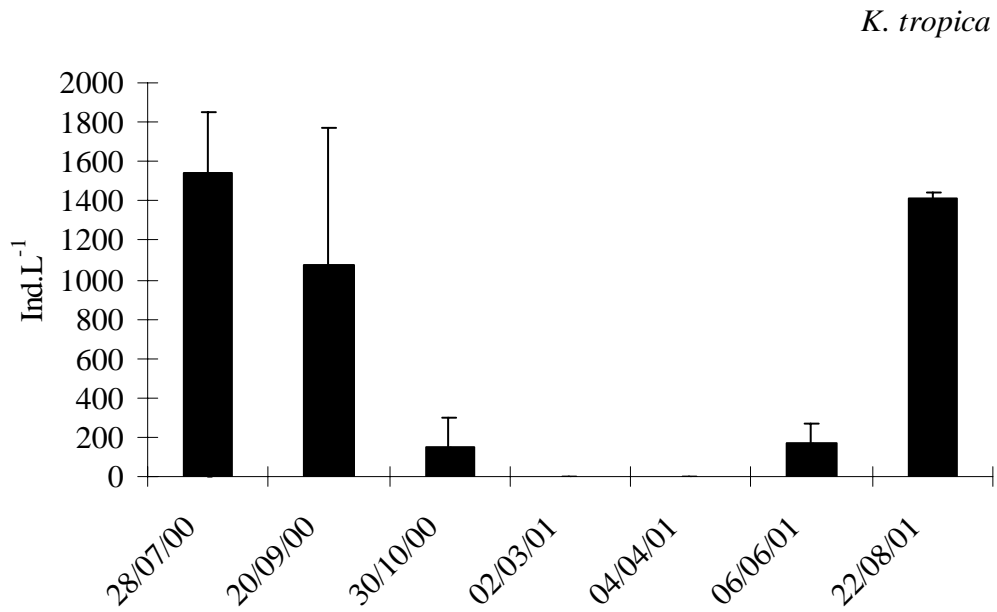


FIGURA 5.12 Variação temporal na abundância (média com desvio padrão) de *Keratella tropica* na região limnética da represa do Lago do Amor, Campo Grande MS.

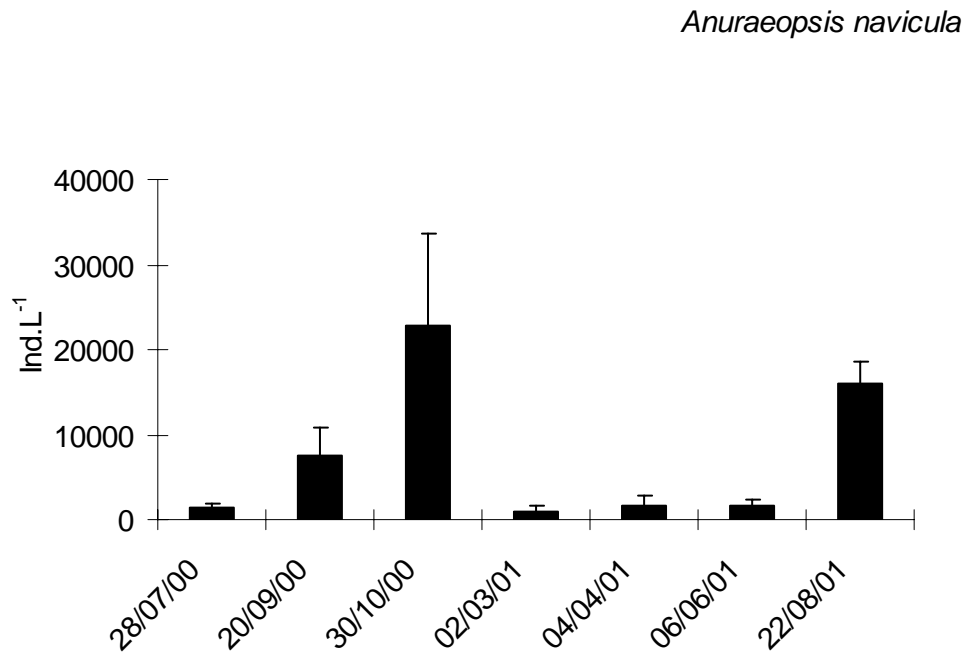


FIGURA 5.13 Variação temporal na abundância (média com desvio padrão) de *Anuraeopsis navicula* na região limnética da represa do Lago do Amor, Campo Grande MS.

Polyarthra vulgaris

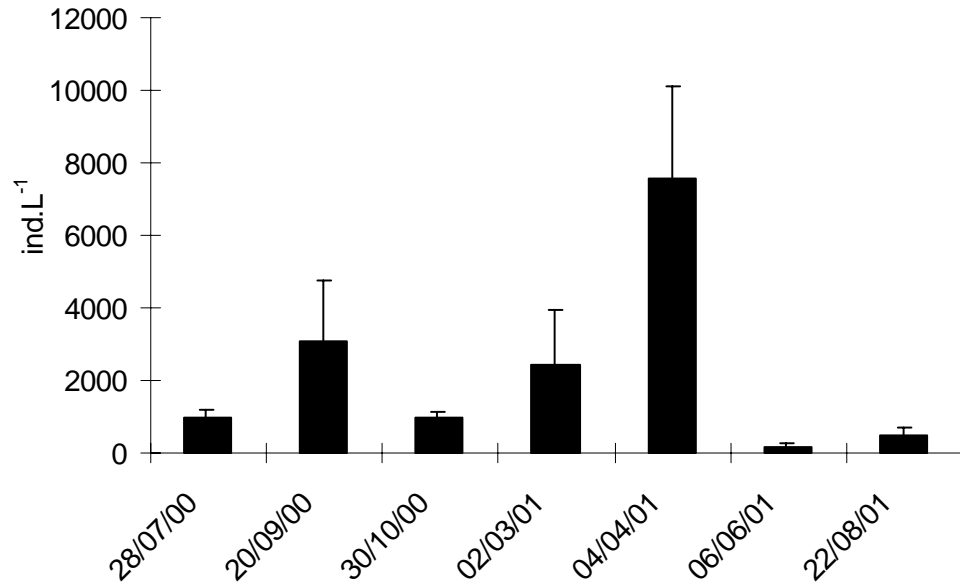


FIGURA 5.14 Variação temporal na abundância (média com desvio padrão) de *Polyarthra vulgaris* na região limnética da represa do Lago do Amor, Campo Grande MS.

Filinia opoliensis

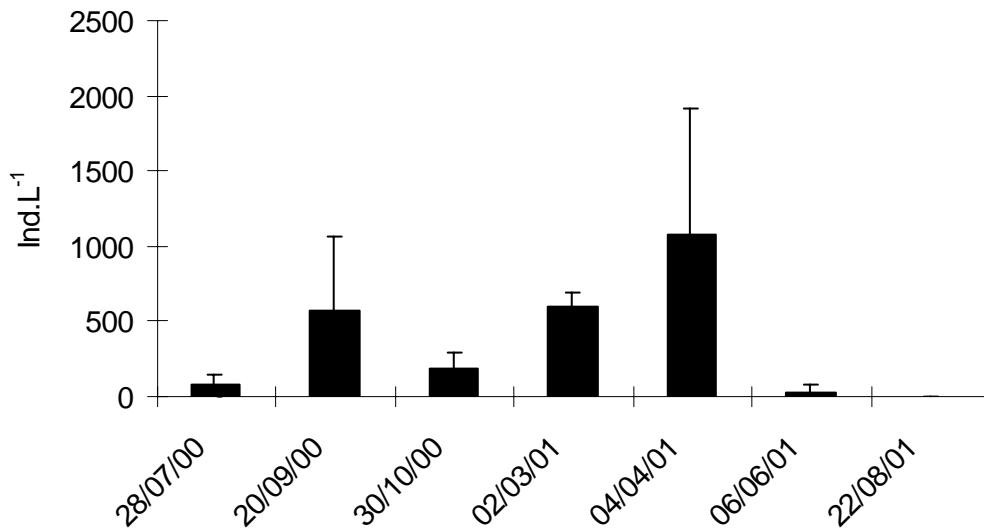


FIGURA 5.15 Variação temporal na abundância (média com desvio padrão) de *Filinia opoliensis* na região limnética da represa do Lago do Amor, Campo Grande MS.

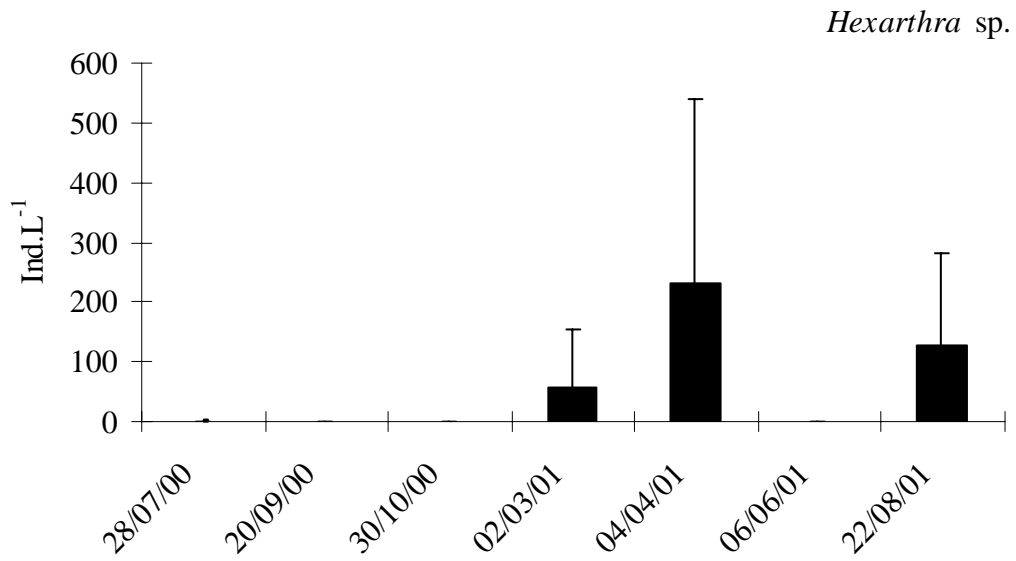


FIGURA 5.16 Variação temporal na abundância (média com desvio padrão) de *Hexarthra* sp na região limnética da represa do Lago do Amor, Campo Grande MS.

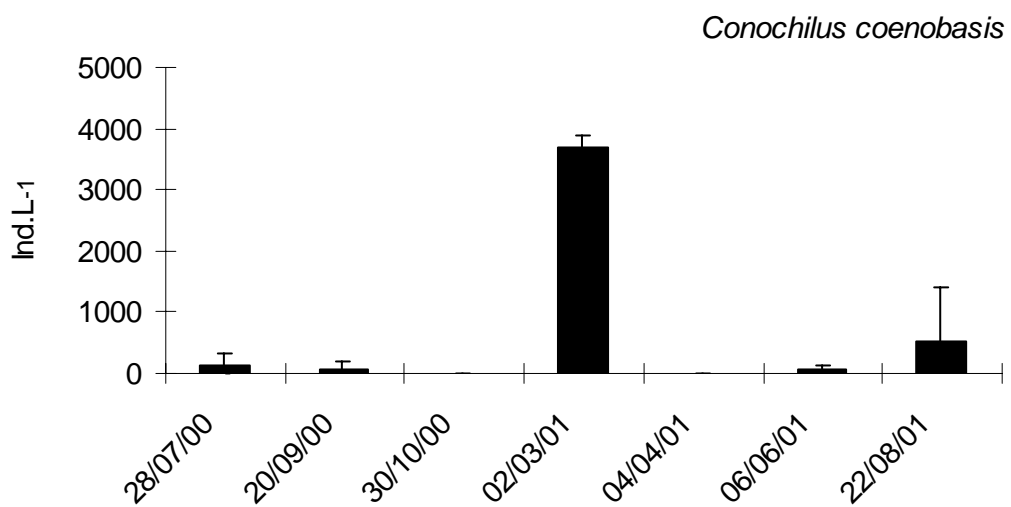


FIGURA 5.17 Variação temporal na abundância (média com desvio padrão) de *Conochilus coenobasis* na região limnética da represa do Lago do Amor, Campo Grande MS.

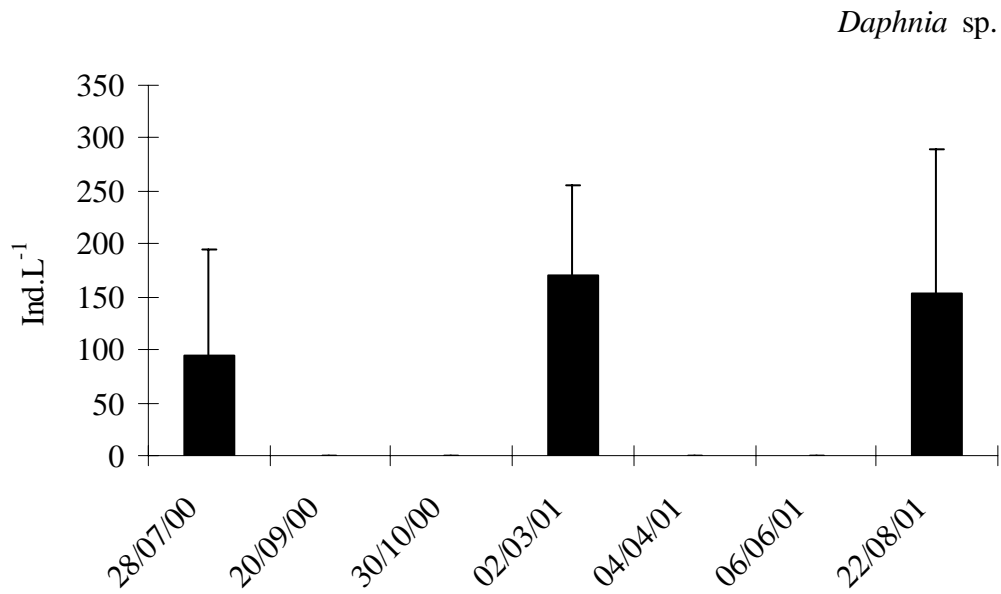


FIGURA 5.18 Variação temporal na abundância (média com desvio padrão) de *Daphnia* sp na região limnética da represa do Lago do Amor, Campo Grande MS.

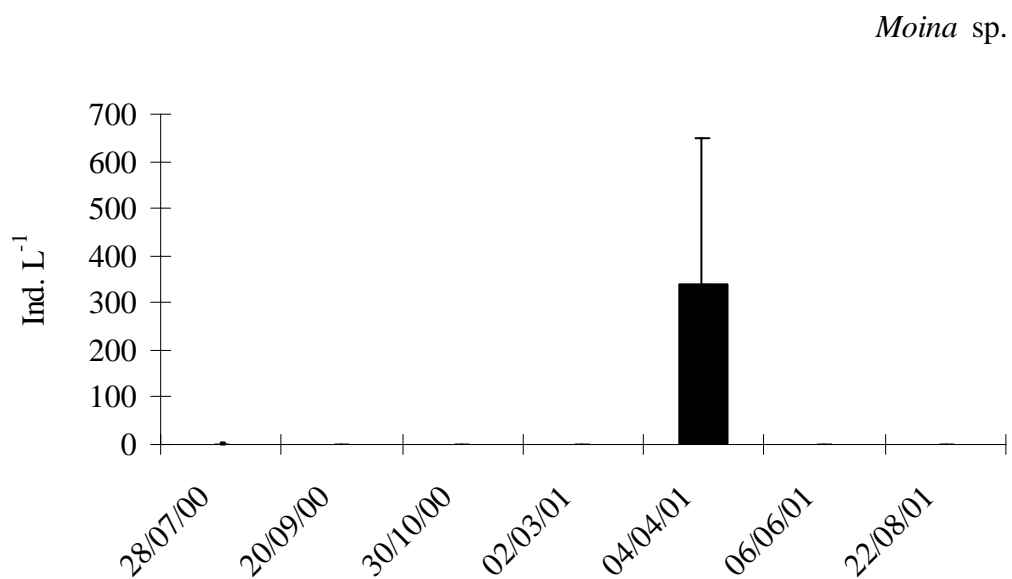


FIGURA 5.19 Variação temporal na abundância (média com desvio padrão) de *Moina* sp na região limnética da represa do Lago do Amor, Campo Grande MS.

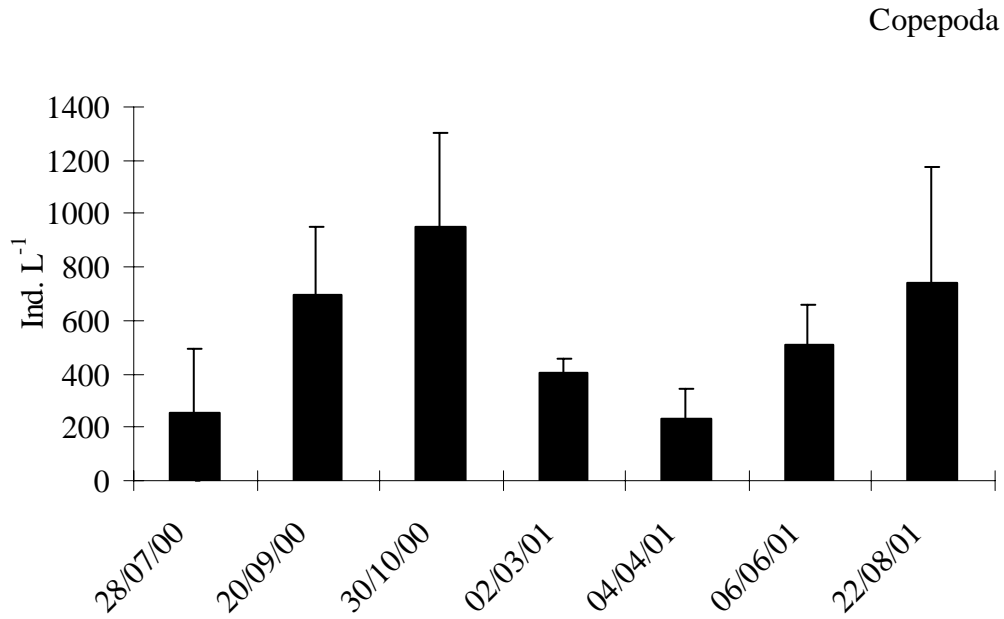


FIGURA 5.20 Variação temporal na abundância (média com desvio padrão) de copepoditos e adultos de Cyclopoida na região limnética da represa do Lago do Amor, Campo Grande MS.

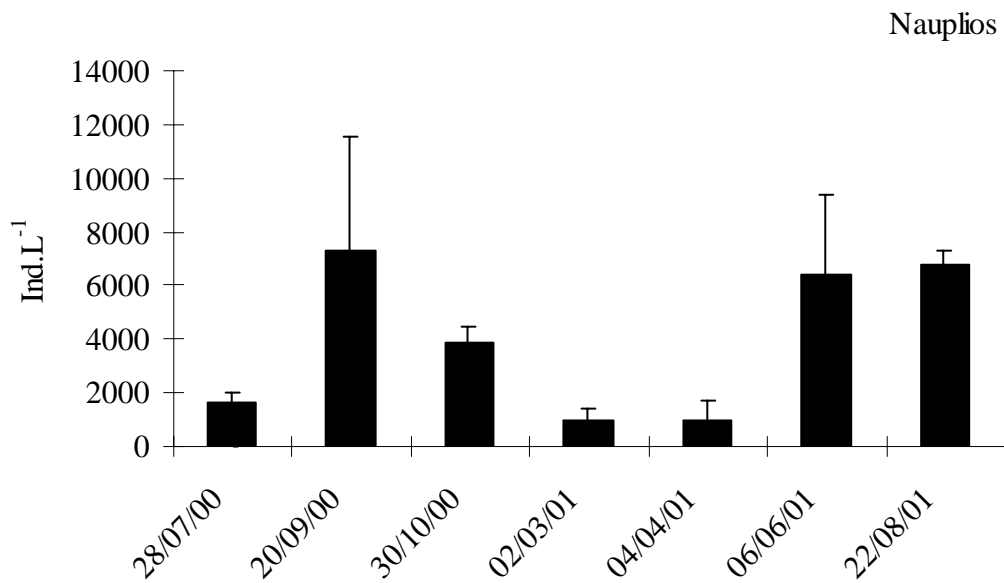


FIGURA 5.21 Variação temporal na abundância (média com desvio padrão) de nauplios na região limnética da represa do Lago do Amor, Campo Grande MS.

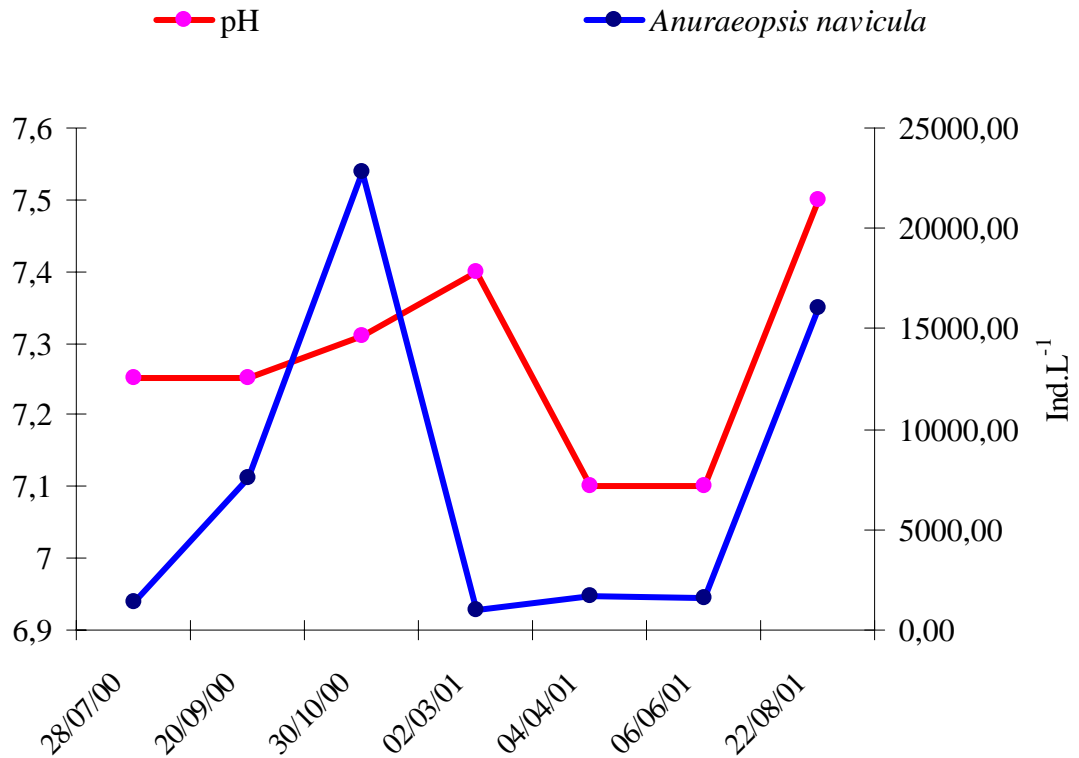


FIGURA 5.22 Relação entre a abundância de *A. navícula* e pH.

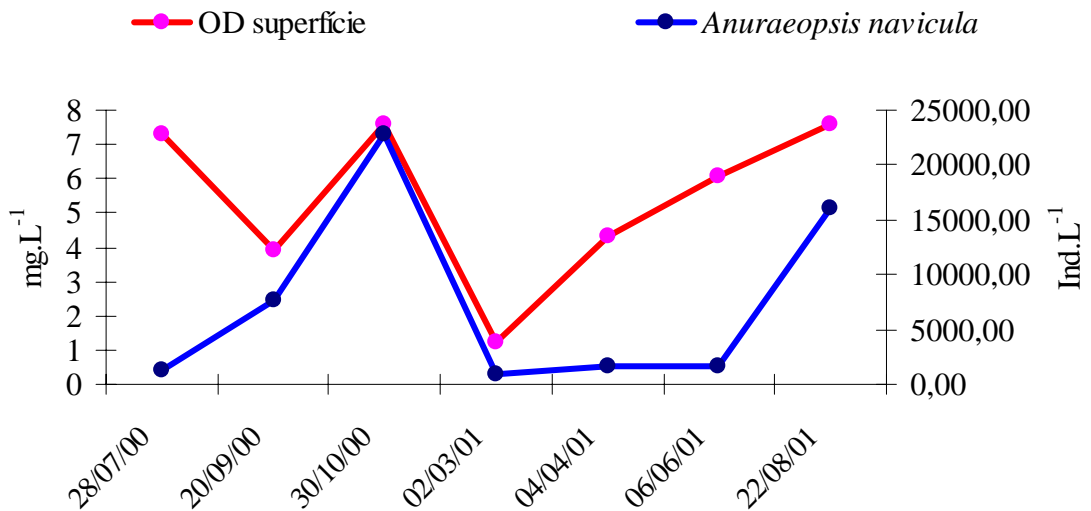


FIGURA 5.23 Relação entre a abundância de *A. navícula* e oxigênio dissolvido (superfície).

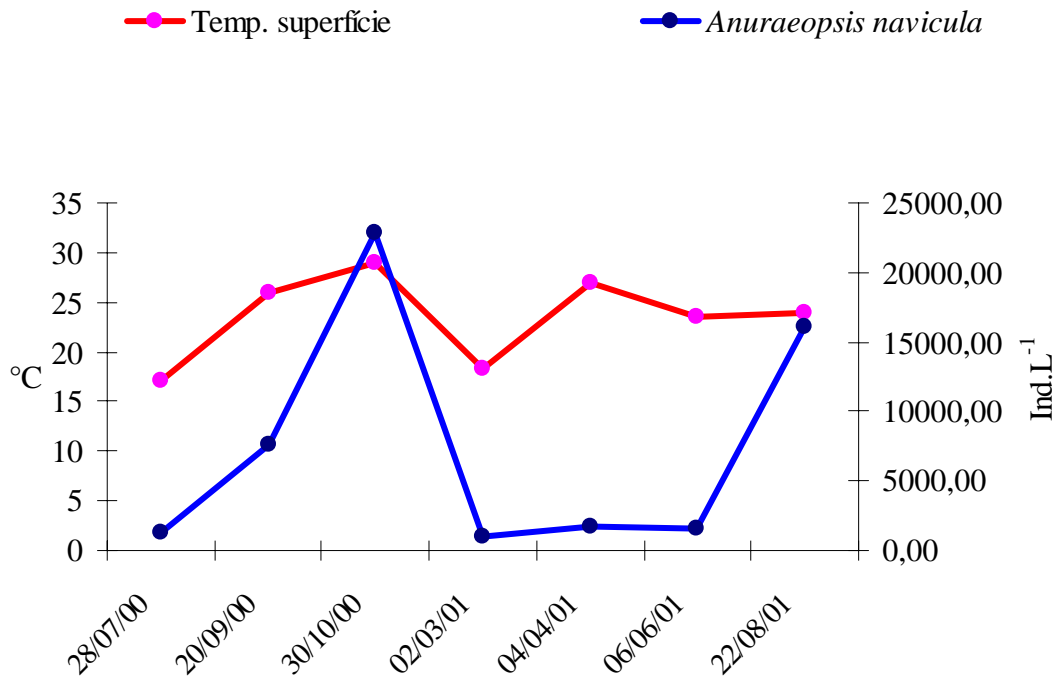


FIGURA 5.24 Relação entre a abundância de *A. navicula* e temperatura (superfície).

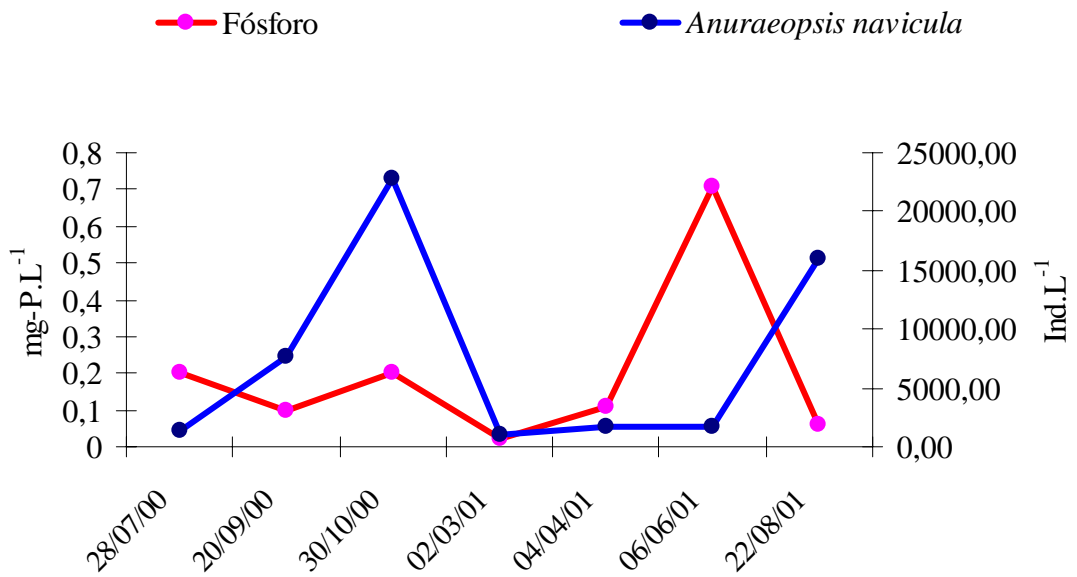


FIGURA 5.25 Relação entre a abundância de *A. navicula* e fósforo.

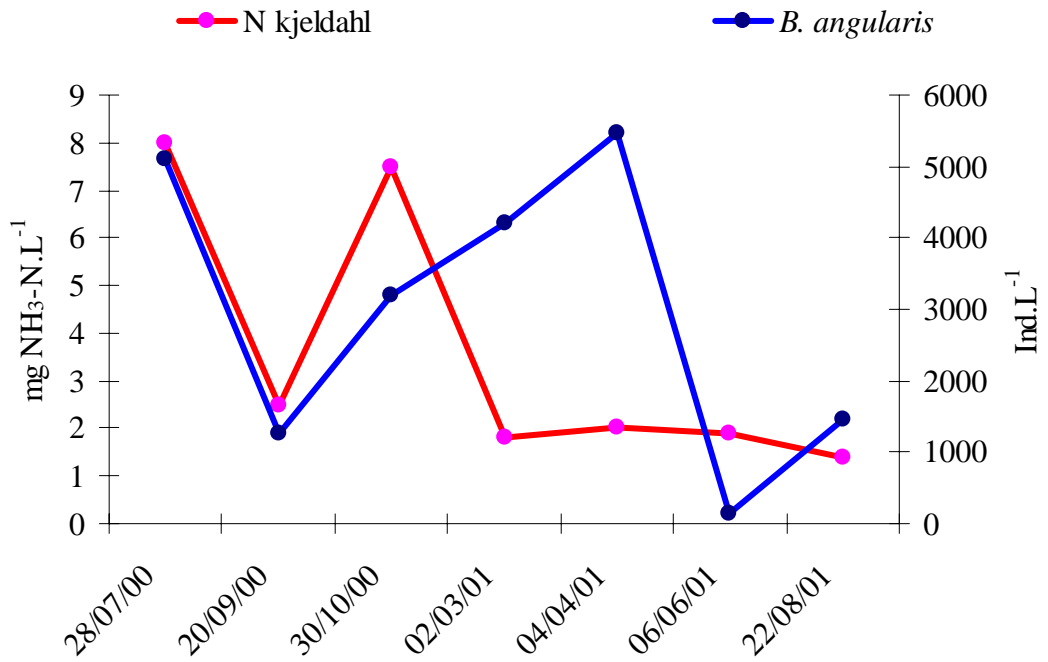


FIGURA 5.26 Relação entre a abundância de *B.angularis* e N kjeldhal.

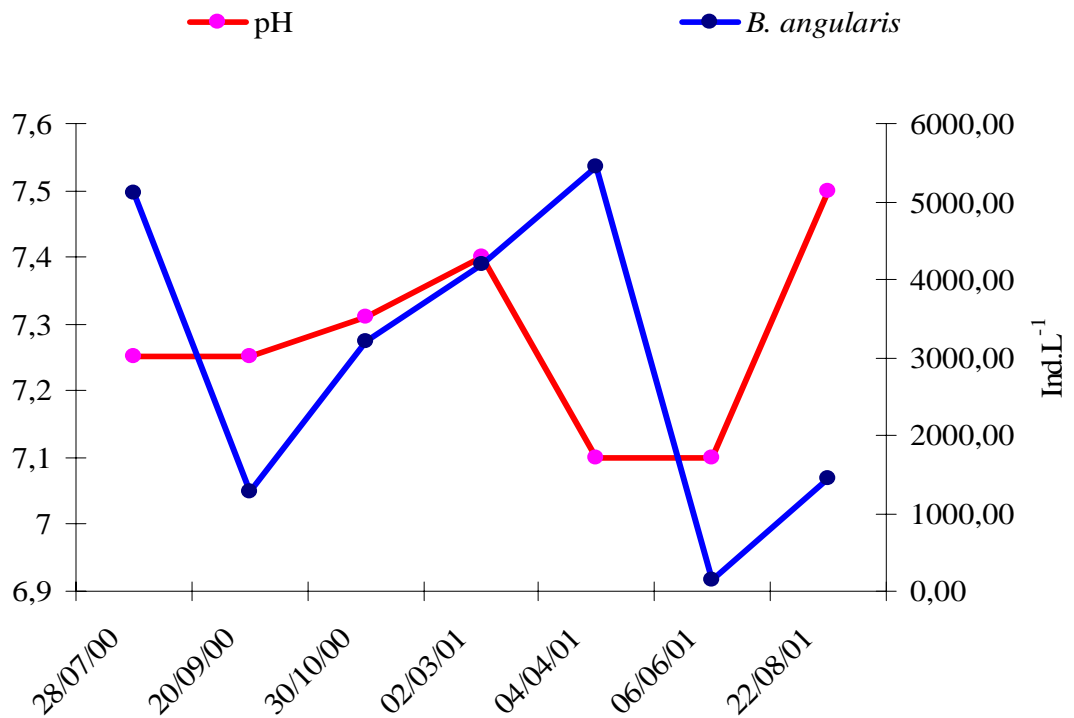


FIGURA 5.27 Relação entre a abundância de *B.angularis* e pH.

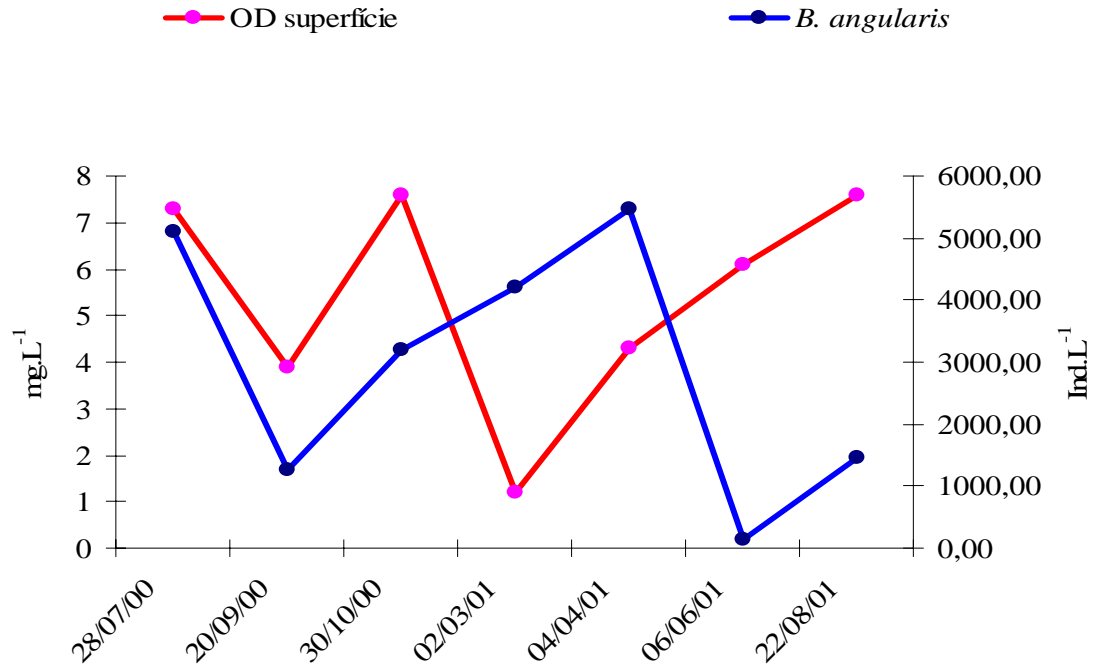


FIGURA 5.28 Relação entre a abundância de *B.angularis* e oxigênio dissolvido (superfície).

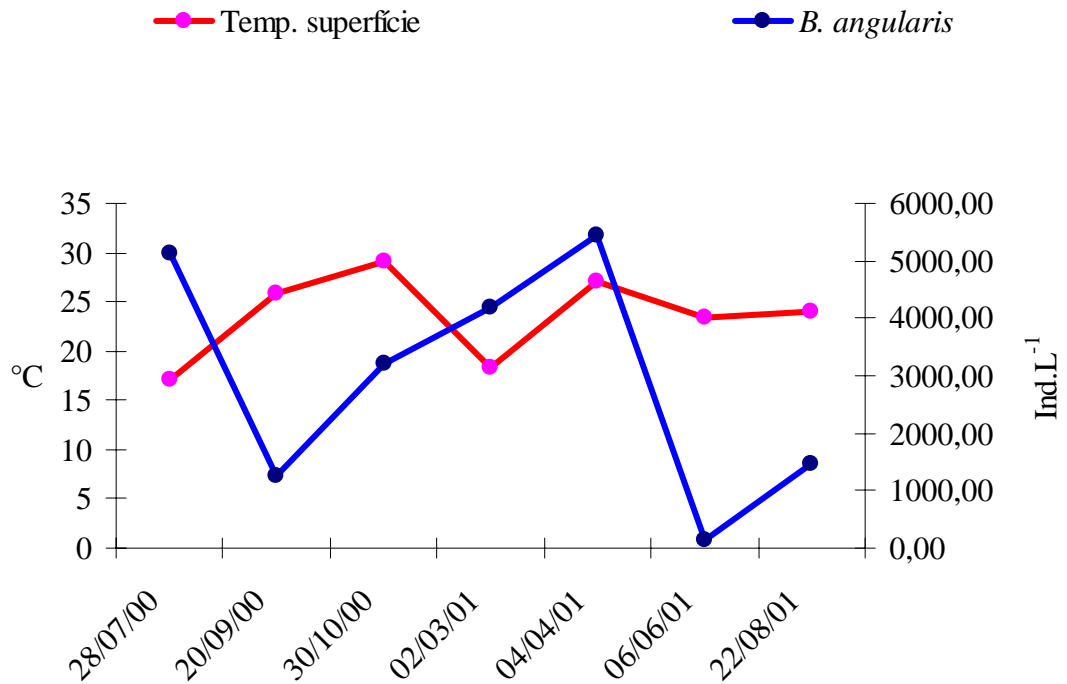


FIGURA 5.29 Relação entre a abundância de *B.angularis* e temperatura (superfície).

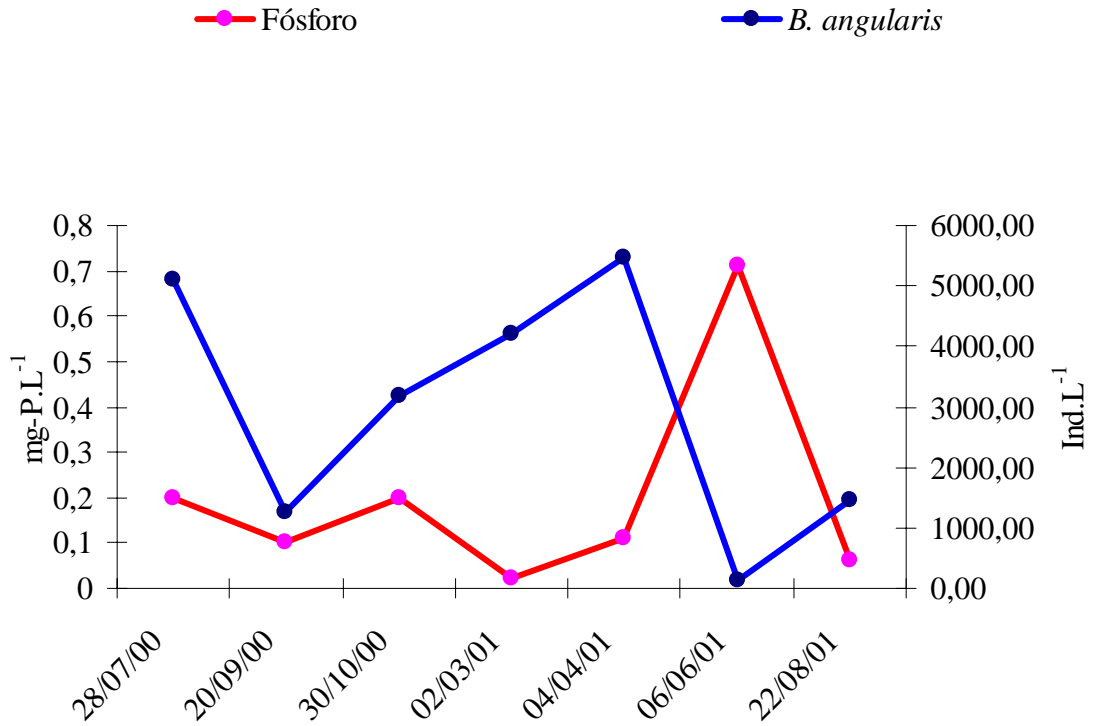


FIGURA 5.30 Relação entre a abundância de *B. angularis* e fósforo.

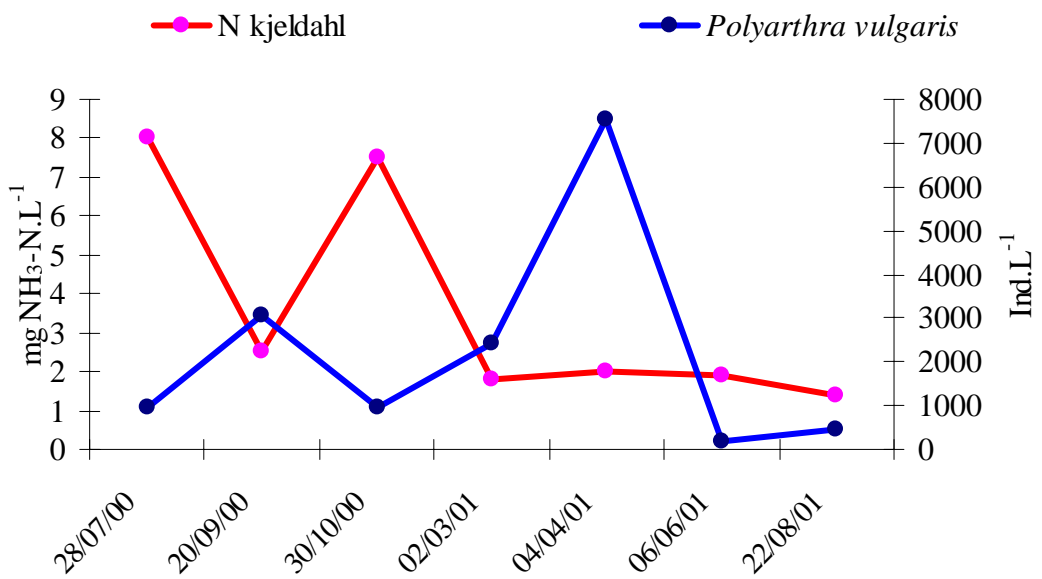


FIGURA 5.31 Relação entre a abundância de *P. vulgaris* e N kjeldahl.

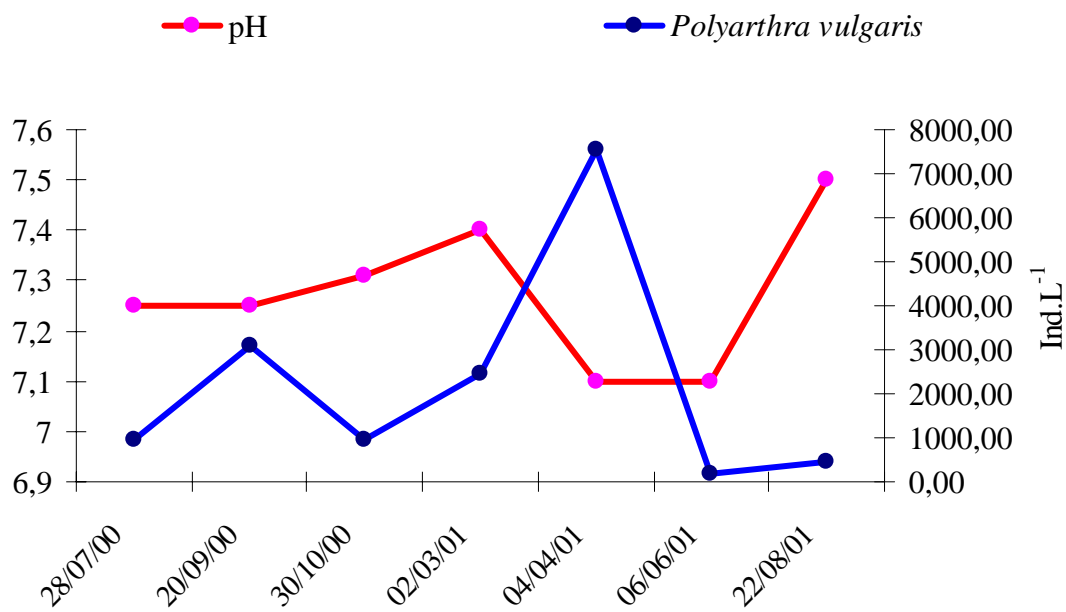


FIGURA 5.32- Relação entre a abundância de *P. vulgaris* e pH.

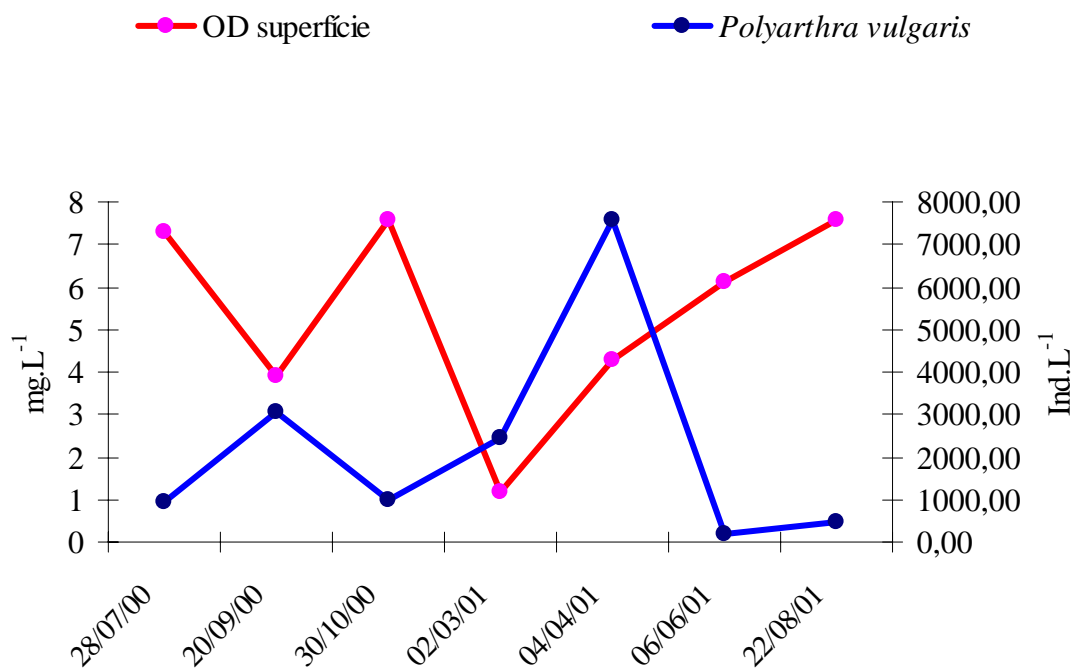


FIGURA 5.33 Relação entre a abundância de *P. vulgaris* e oxigênio dissolvido (superfície).

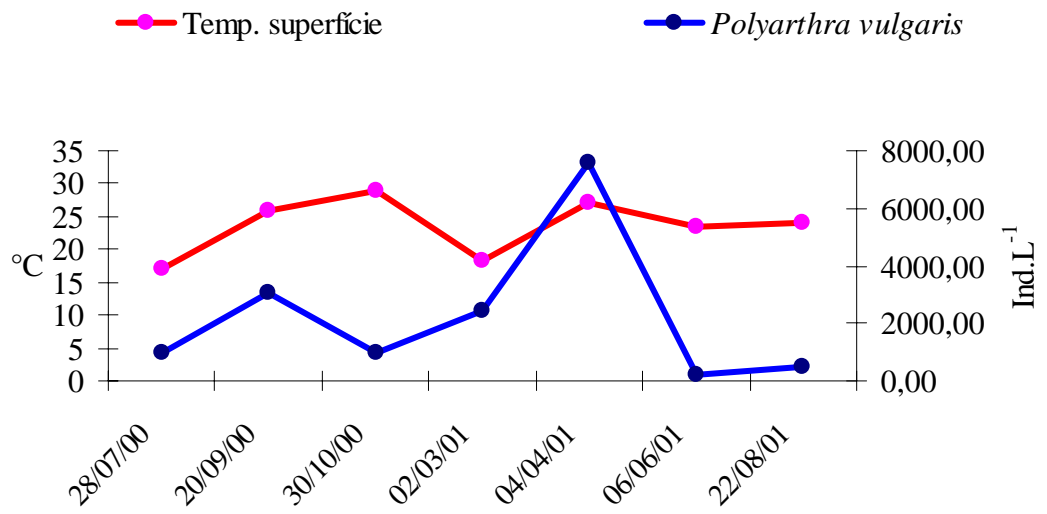


FIGURA 5.34 Relação entre a abundância de *P. vulgaris* e temperatura (superfície).

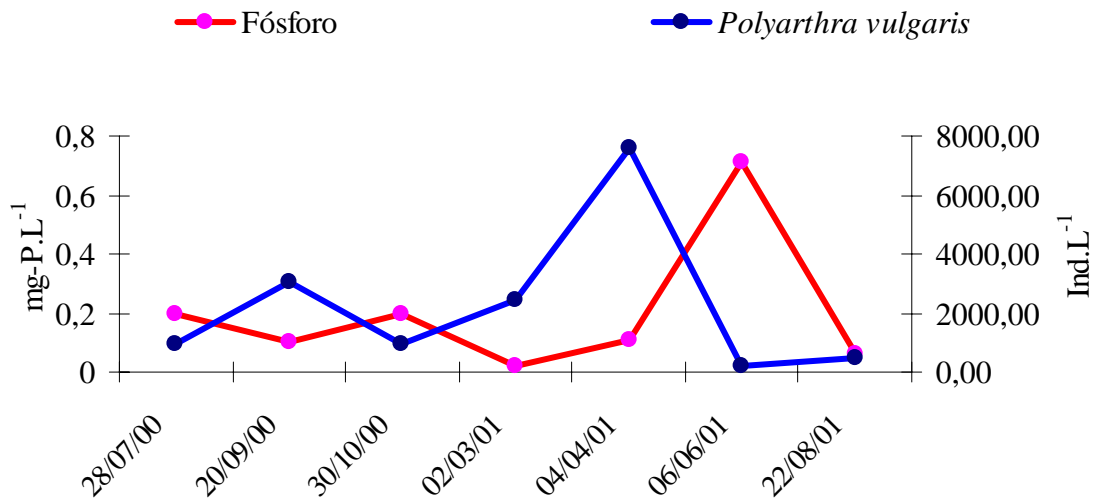


FIGURA 5.35 Relação entre a abundância de *P. vulgaris* e fósforo.

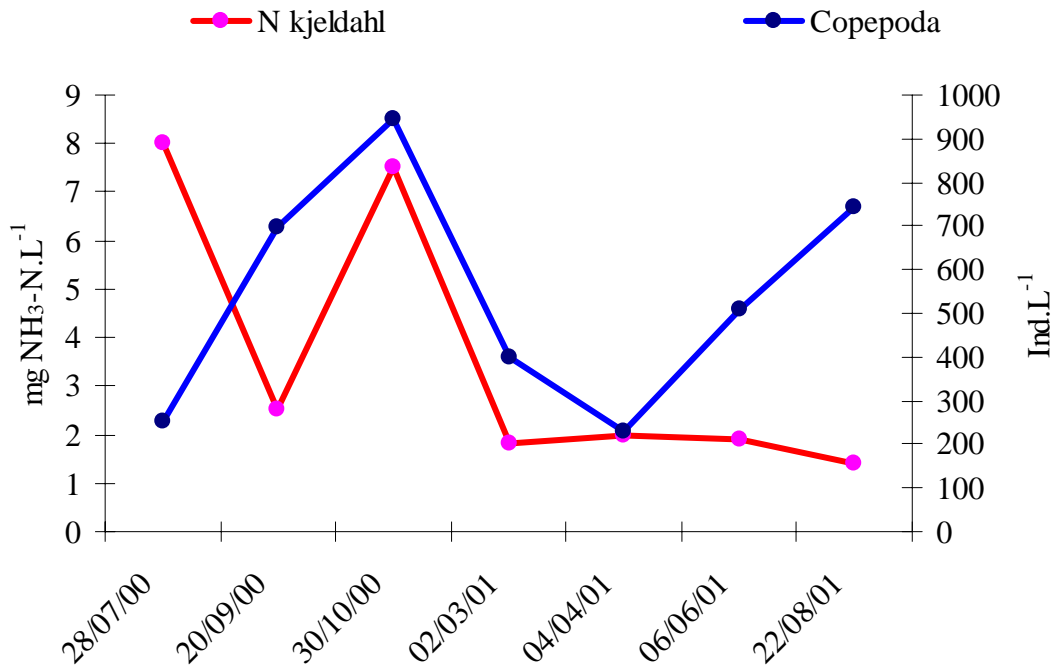


FIGURA 5.36 Relação entre a abundância de Copepoda copepoditos e adultos e N kjeldahl.

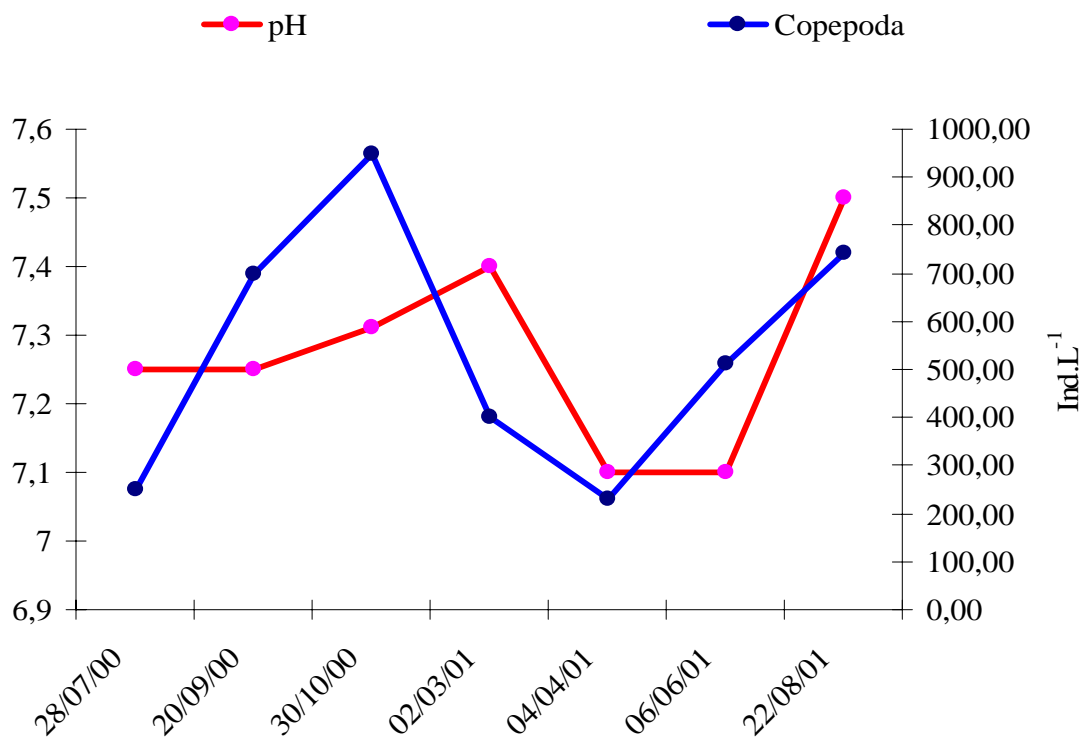


FIGURA 5.37 Relação entre a abundância de Copepoda e pH.

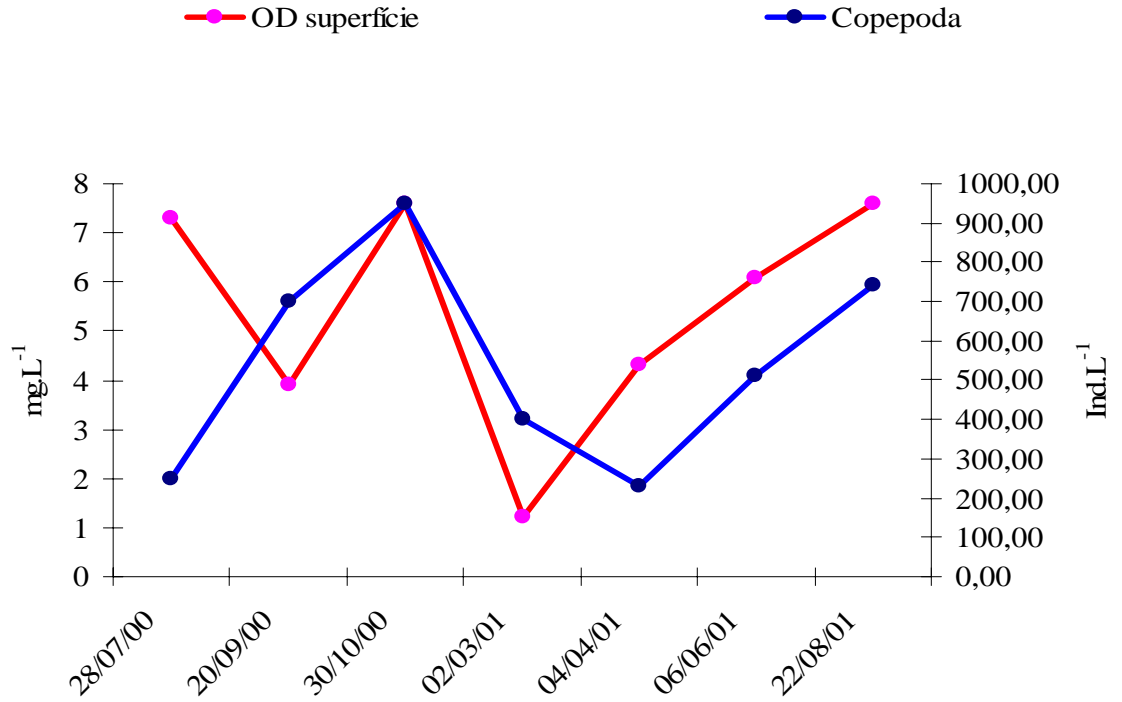


FIGURA 5.38 Relação entre a abundância de Copepoda e oxigênio dissolvido (superfície).

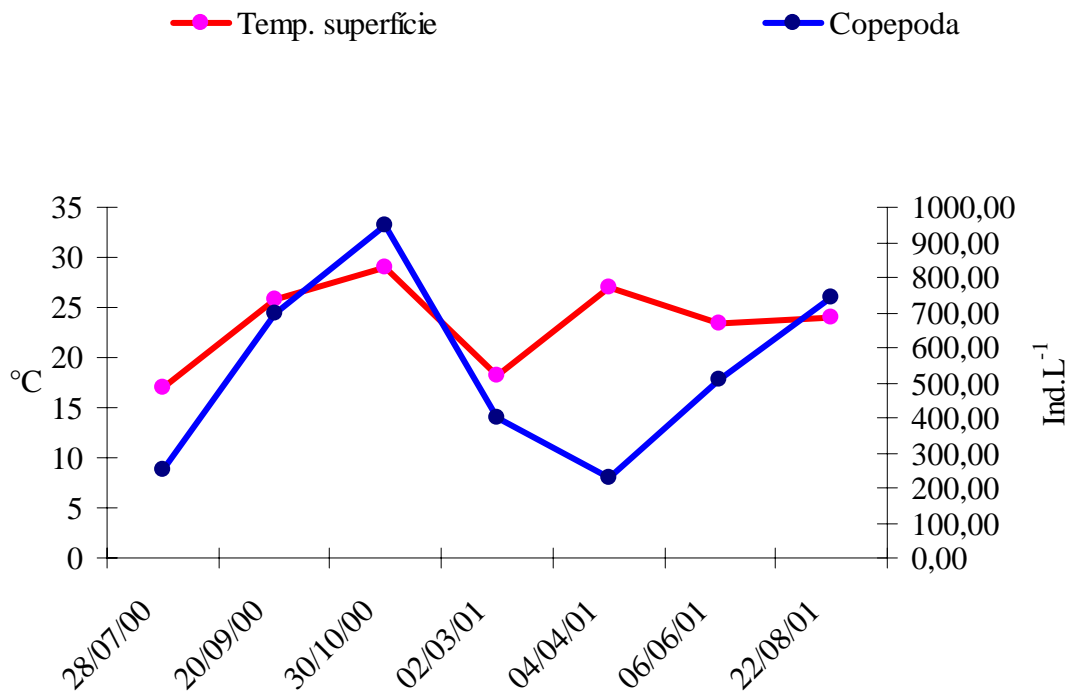


FIGURA 5.39 Relação entre a abundância de Copepoda e temperatura (superfície).

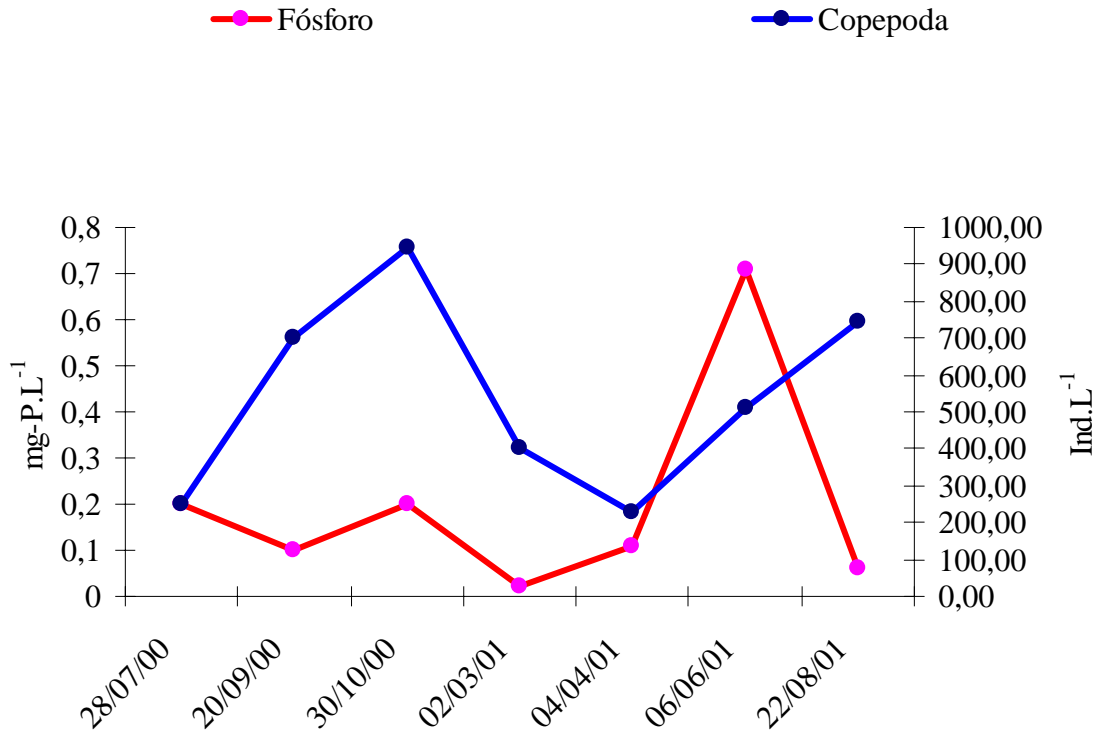


FIGURA 5.40 Relação entre a abundância de Copepoda e fósforo.

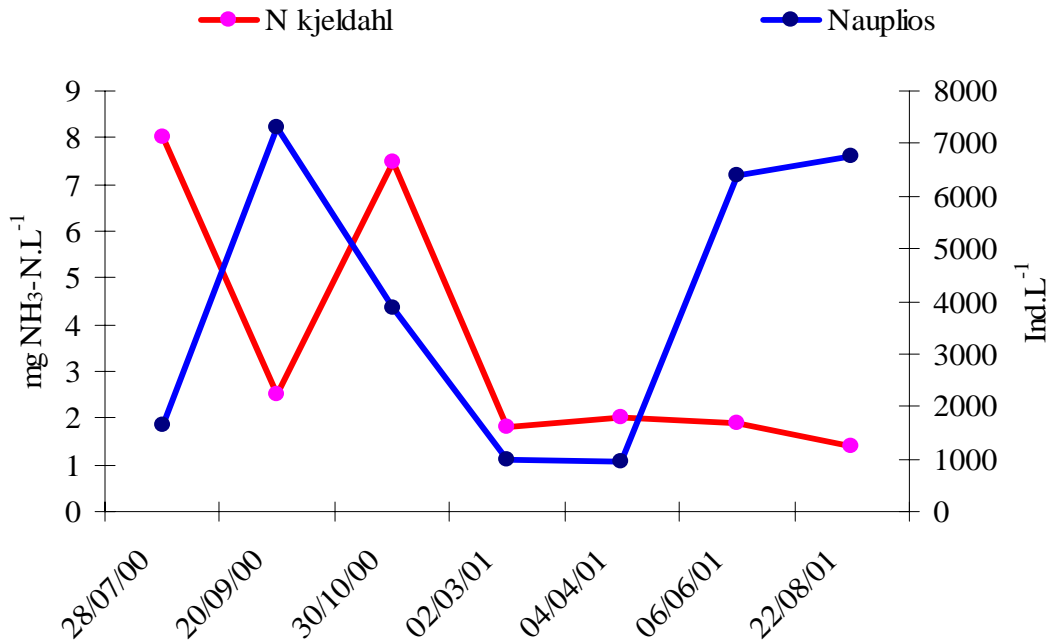


FIGURA 5.41 Relação entre a abundância de Nauplio e N kjeldahl.

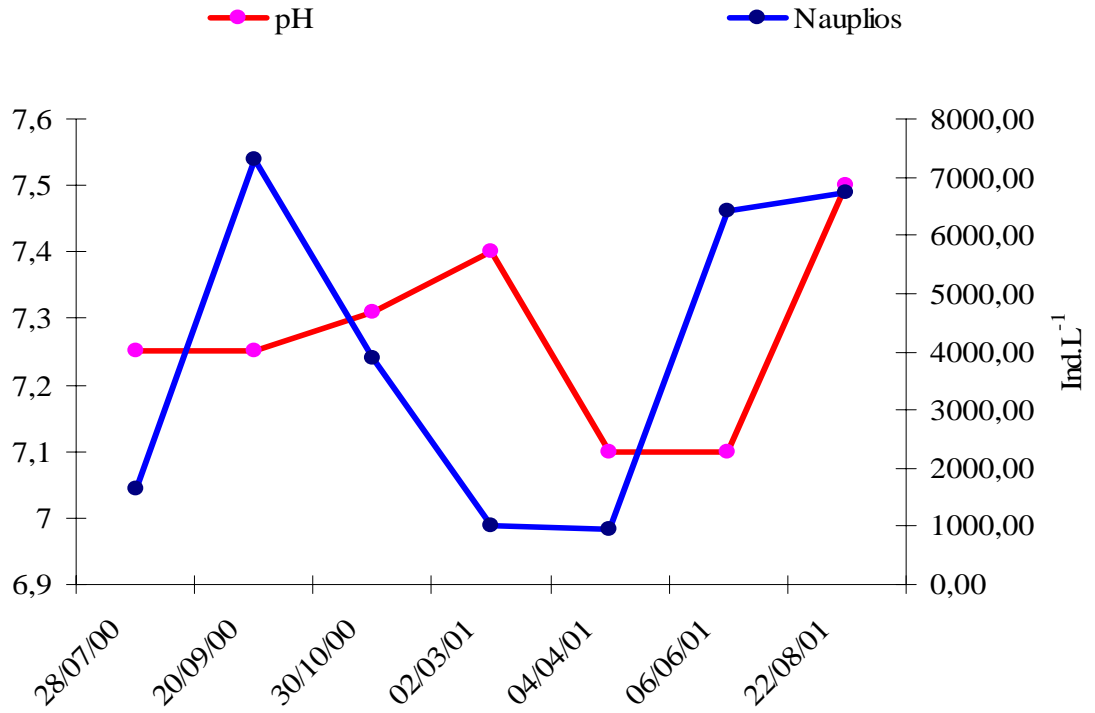


FIGURA 5.42 Relação entre a abundância de Nauplio e pH.

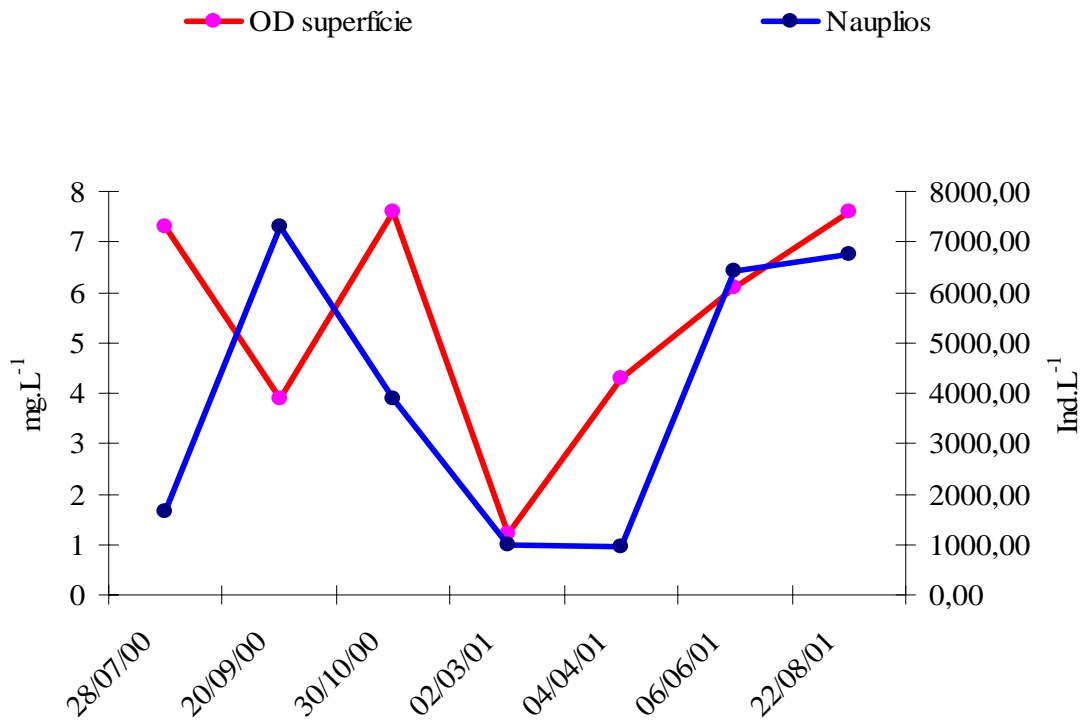


FIGURA 5.43 Relação entre a abundância de Nauplio e oxigênio dissolvido (superfície).

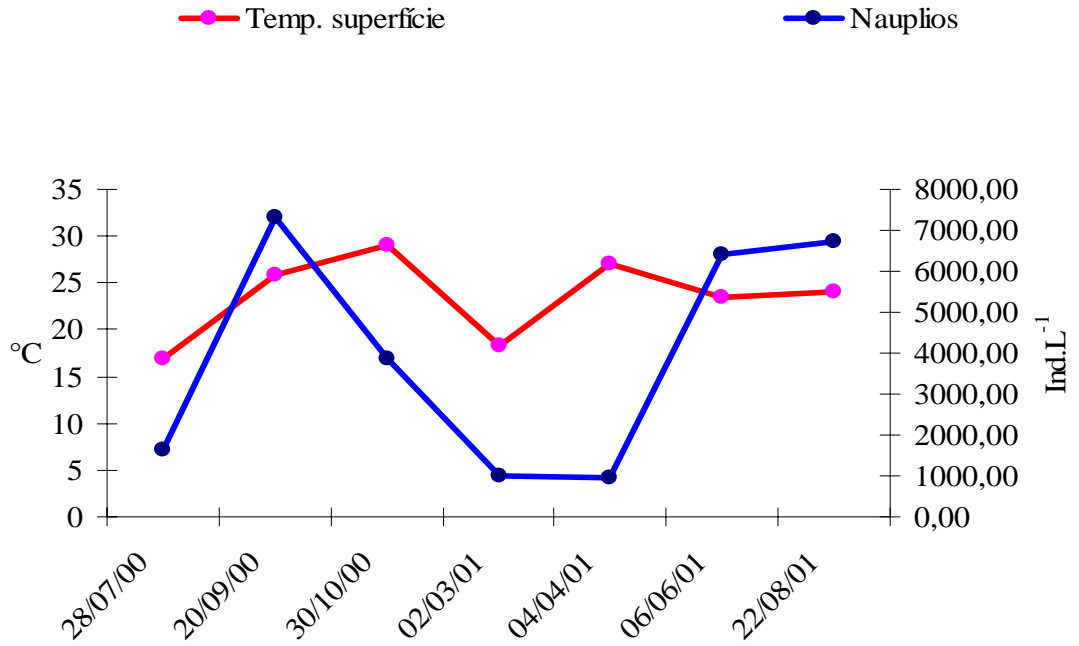


FIGURA 5.44 Relação entre a abundância de Nauplio e temperatura (superfície).

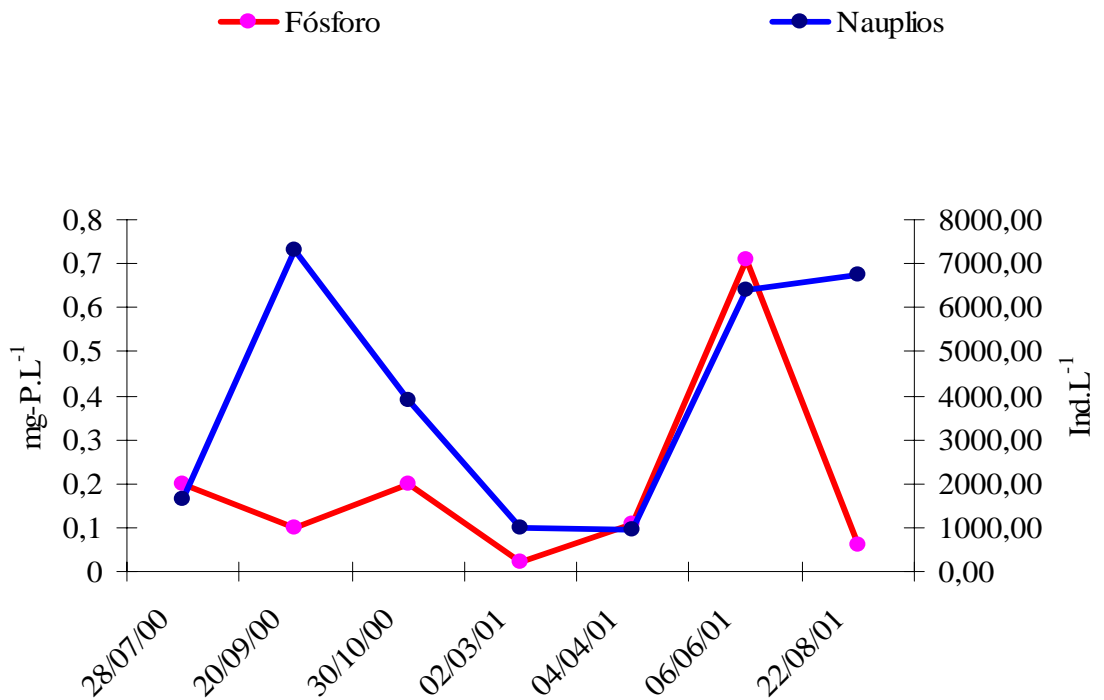


FIGURA 5.45 Relação entre a abundância de Nauplio e fósforo.

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Os dados físicos e químicos e os dados dos organismos zooplancctônicos encontrados indicaram que o Lago do Amor está sofrendo de estresse ambiental, envolvendo elevadas concentrações de matéria orgânica. Com isso, podemos destacar alguns resultados obtidos tais como a alta abundância de zooplâncton total, a dominância numérica de Rotifera, a ausência de Calanoida com a abundância de Cyclopoida, a baixa diversidade da comunidade total, a alta similaridade entre datas de coleta, e a dominância numérica dos indicadores de eutrofia/saprobidade *Anuraeopsis* e *Brachionus*.

Foram desenvolvidas a teoria e a prática de monitoramento ambiental em regiões temperadas. Em regiões tropicais e subtropicais, há uma falta relativa de informação que concerne tais tópicos como identificação de espécies, tolerância de poluição de espécies e grupos, bem como tolerância e faixas de preferência para características físicas e químicas d'água, como pH, alcalinidade, condutividade, salinidade, oxigênio dissolvido, e íons específicos, relação entre diversidade e poluição (incluindo eutrofização) (Beaver e Crisman, 1989; Rocha *et al.*, 1995; Ostojic, 2000), como também mudanças temporais (sazonais e interanuais) em estrutura de comunidades e biodiversidade. Estudos feitos recentemente no Brasil indicam algumas similaridades e algumas diferenças das respostas de espécies e comunidades zooplancctônicas à poluição em comparação com os resultados obtidos em regiões temperadas.

As informações deste projeto são de grande importância nas áreas de limnologia básica, (sazonalidade, mecanismos que controlam qualidade de água e estrutura de comunidades bióticas, biodiversidade, regionalização, tudo no contexto de comparações entre regiões tropicais e temperadas), e limnologia aplicada, (ecologia de restauração, refinamento de técnicas de monitoramento ambiental, especialmente biomonitoramento, a necessidade o potencial e a viabilidade de usar métodos diferentes para melhorar a qualidade de água, como remoção de sedimento, aeração, e biomanipulação, Van Liere e Gulati, 1992; Altafin *et al.*, 1995); também é importante no contexto de comparações entre regiões tropicais e temperadas. Informações sobre as comunidades e suas respostas são de grande valia em estudos de recuperação dos corpos de água degradados pelo lançamento de efluentes. O uso de zooplâncton e outros grupos de organismos nas regiões tropicais devem ser investigados com maior intensidade e seus paradigmas derivados nas regiões temperadas.

Esta pesquisa foi uma avaliação preliminar da região limnética do sistema. Espera-se que este projeto represente um protótipo de estudos mais elaborados, incluindo: construção de um modelo matemático da bacia hidrográfica, incluindo a quantidade e qualidade da

água entrando e saindo da represa, uma análise do balanço de matéria orgânica e nutriente do sistema (balanço de massa), estudos de sedimento (quantidade, qualidade, taxas de sedimentação e mineralização, e interações água-sedimento), monitoramento biológico e físico-químico mais extensivo (peixes, bactérias, algas, flagelados heterotróficos, bentos e ecotoxicologia), análises de produção primária e secundária, e estudos de ecofisiologia de organismos chaves no laboratório. Recomenda-se especificamente que seja feito um trabalho de monitoramento nas entradas e saída da represa, a fim de se obter dados para avaliar o seu potencial de autodepuração. Outra pesquisa junto a esta, seria estudar o conteúdo do seu sedimento. O desenvolvimento de testes ecotoxicológicos e acompanhamentos da ictiofauna seriam de grande importância.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abel, P.B., 1989. Water Pollution Biology. John Wiley e Sons, Chichester.

Altafin, I.G., S.P. Mattos, C.G.B. Cavalcanti e V.R. Estuqui, 1995. Paranoá Lake - Limnology and Recovery Program. In: Limnology in Brazil (eds: Tundisi, J.G., C.E.M. Bicudo e T. Matsumura-Tundisi), Brazilian Academy of Sciences, Brazilian Limnological Society, 257-281.

American Public Health Association - APHA, 1995. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, 19a ed., Washington.

Arcifa, M.S. e T.G. Northcote, 1997. Need for holistic approaches in food web experiments and biomanipulation in tropical lakes: A Brazilian experience. Verh. Int. Ver. Limnol. 26: 661-665.

Arcifa, M.S. 1984. Zooplankton composition of ten reservoirs in southern Brazil. Hydrobiologia 113: 137-145.

Arcifa, M.S., F.L.R.M. Starling, L.H. Sipaúba-Tavares e X. Lazzaro, 1995. Experimental Limnology. In: Limnology in Brazil (eds: Tundisi, J.G., C.E.M. Bicudo e T. Matsumura-Tundisi), Brazilian Academy of Sciences, Brazilian Limnological Society, 257-281.

Arnott, S.E., N.D. Yan, J.J. Magnuson e T.M. Frost, 1999. Interannual variability and species turnover of crustacean zooplankton in Shield lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56: 162-172.

Bandu Amarasinghe, P., J. Vijverberg e M. Boersma, 1997b. Production biology of copepods and cladocerans in three south-west Sri Lankan low-land reservoirs and its comparison to other tropical freshwater bodies. Hydrobiologia 350: 145-162.

Bandu Amarasinghe, P., M. Boersma e J. Vijverberg, 1997a. The effect of temperature, and food quantity and quality on the growth and development rates in laboratory-cultured copepods and cladocerans from a Sri Lankan reservoir. Hydrobiologia 350: 131-144.

Barros, J.S., M.J. Cunha, M. Lino, N. Vieira e A.C.N. Valente 2000. Evaluation of the water quality and biotic communities of two Portuguese reservoirs (Alto Lindoso and Ermal) and their relationship with recreational fishing. Ver. Int. Ver. Limnol. 27: 2693-2698.

Bayly, I.A.E., 1995. Distinctive aspects of the zooplankton of large lakes in Australasia, Antarctica and South America. Mar. Freshwater Res. 46: 1109-1120.

- Beaver, J. R. e T. L. Crisman, 1989. Analysis of the community structure of planktonic protozoa relative to trophic state in Florida lakes. *Hydrobiologia* 174: 177-184.
- Best, G.A. e S.L. Ross, 1977. *River Pollution Studies*. Liverpool University Press, 92p.
- Betsill, R.K. e M.J. van den Avyle 1994. Spatial heterogeneity of reservoir zooplankton: a matter of timing? *Hydrobiologia* 277: 63-70.
- Blancher, E. C. II, 1984. Zooplankton – trophic state relationship in same north and central Florida lakes. *Hydrobiologia* 109: 251-263.
- Braga, B., O. Rocha e J.G. Tundisi, 1998. Reservoir management in South America. *Water Resources Development* 14: 141-155.
- Branco, S.M., 1986. *Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária*. 3. ed. São Paulo, CETESB/ASCETESB.
- Buergi, H.R. e P. Stadelmann 2000. Change of phytoplankton diversity during long-term restoration of Lake Baldegg (Switzerland). *Ver. Internat. Ver. Limnol.*, 27: 574-581.
- Byron, E.R., C.L. Folt e C.R. Goldman 1984. Copepod and cladoceran success in an oligotrophic lake. *J. Plank. Res.* 6: 45-65.
- Calazans Duarte, M.A., B.S. Ovruski de Ceballos, E.B. Pinheiro de Freitas, H.N. de Souza Melo e A. König, 1997. Utilização dos índices do Estado Trófico (IET) e de Qualidade da Água (IQA) na caracterização limnológica e sanitária das lagoas de Bonfim, Extremóz e Jiqui (RN) - análise preliminar. 19o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES, Foz de Iguaçu, 2061-2071.
- Caleffi, S. 1998. Guarapiranga reservoir: study of the zooplankton community and aspects of its eutrophication. *Ver. Int. Ver. Limnol.* 26: 1898-1903.
- Carlson, R.E., 1977. A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.* 22: 361-369.
- Caroni, R. e K. Irvine 2000. Relationships between water chemistry and zooplankton distribution in Irish lakes. *Ver. Int. Ver. Limnol.* 27: 768-772.
- Ceballos, B.S.O. e C.R. Diniz e A. König, 1996. Utilização da diversidade do fitoplâncton como discriminador do nível trófico de açudes do semiárido paraibano. VIII Seminário Regional de Ecologia (PPG-ERN/UFSCar), São Carlos.
- Chapman, D.V., 1989. *Concepts and strategies for biological monitoring*. London GEMS Monitoring and Assessment Research Centre, 25p.
- De Bernardi, R., G. Giussani, M. Manca e D. Ruggiu 1988. Long-term dynamics of plankton communities in Lago Maggiore (N. Italy). *Ver. Int. Ver. Limnol.* 23: 729-733.
- Di Bernardo, L., 1995. *Algas e suas influências na qualidade das águas e nas tecnologias de tratamento*. ABES, 127p.

- Dumont, H.J., 1983. Biogeography of rotifers. *Hydrobiologia* 104: 19-30.
- Dumont, H.J., 1994. On the diversity of the Cladocera in the tropics. *Hydrobiologia* 272: 27-38.
- Duncan, A., 1990. A review: limnological management and biomanipulation in the London reservoirs. *Hydrobiologia* 200/201: 541-548.
- Dussart, B.H. e D. Defaye, 1995. Copepoda Introduction to the Copepoda. Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World. SPB Academic Publishing, 277p.
- Dussart, B.H., C.H. Fernando, T. Matsumura-Tundisi e R.J. Shiel, 1984. A review of systematics, distribution and ecology of tropical freshwater zooplankton. *Hydrobiologia* 113: 77-91.
- Ejsmont-Karabin, J., L. Bownik-Dylinska, T. Weglenska e A. Karabin 1980. The effect of mineral fertilization on lake zooplankton. *Ekol. Polska* 28: 3-44.
- El Moor-Loureiro, L.M.A., 1997. Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil. Editora Universa-UCB, 155p.
- Estanislau, C.A.M. e H.L.M. Ferreira, 1997. Bioindicação da qualidade das águas fundamentada na microfauna aquática. Estudo de caso: reservatório Serra Azul e tributários (dados preliminares). VI Congresso Brasileiro de Limnologia, São Carlos.
- Esteves, F.A. 1998. Fundamentos de limnologia. 2. ed. Rio de Janeiro, Interciência.
- Esteves, K.E. e S. Sendacz 1988. Relações entre a biomassa do zooplankton e o estado trófico de reservatórios do estado de São Paulo. *Acta Limnol. Bras.* 11: 587-604.
- Fernando, C.H., C. Tudorancea e S. Mengestou, 1990. Invertebrate zooplankton predator composition and diversity in tropical lentic waters. *Hydrobiologia* 198: 13-31.
- Ferrante, J.G., 1976. The role of zooplankton in the intrabiocoenotic phosphorus cycle and factors affecting phosphorus excretion in a lake. *Hydrobiologia* 49: 203-214.
- Foissner, W. e H. Berger, 1996. A user-friendly guide to the ciliates (Protozoa, Ciliophora) commonly used by hydrobiologists as bioindicators in rivers, lakes, and waste waters, with notes on their ecology. *Freshwater Biology* 35: 375-482.
- Fonseca, A.L., 1997. Avaliação da qualidade da água na Bacia do Rio Piracicaba através de testes de toxicidade com invertebrados. Tese (Doutorado), EESC/USP, São Carlos, 184p.
- Gilbert, J.J. 1990. Differential effects of *Anabaena affinis* on cladocerans and rotifers: mechanisms and implications. *Ecology* 71: 1727-1740.

- Gliwicz, Z.M., A. Ghilarov e J. Pijanowska 1981. Food and predation as major factors limiting two natural populations of *Daphnia cucullata* Sars. *Hydrobiologia* 80: 205-218.
- Green J., 1994. The temperate-tropical gradient of planktonic Protozoa and Rotifera. *Hydrobiologia* 272: 13-26.
- Gulati, R.D. 1990. Zooplankton structure in the Loosdrecht lakes in relation to trophic status and recent restoration measures. *Hydrobiologia* 191: 173-188.
- Gulati, R.D., Rooth, J. e Ejsmont-Karabin, J., 1987. A laboratory study of feeding and assimilation in *Euchlanis dilatata* lucksiana. *Hydrobiologia* 147: 289-296.
- Hanazato, T. e M. Yasuno 1990. Influence of time of application of an insecticide on recovery patterns of a zooplankton community in experimental ponds. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 19: 77-83.
- Hanazato, T. 1991. Effects of repeated application of Carbaryl on zooplankton communities in experimental ponds with and without the predator *Chaoborus*. *Environ. Poll.* 74: 309-324.
- Harper, D.M. 1986. The effects of artificial enrichment upon the planktonic and benthic communities in a mesotrophic to hypertrophic loch series in lowland Scotland. *Hydrobiologia* 137: 9-19.
- Hart, R.C. 1986. Zooplankton abundance, community structure and dynamics in relation to inorganic turbidity, and their implications for a potential fishery in subtropical Lake le Roux, South Africa. *Freshwater Biology* 16: 351-371.
- Hart, R.C. 1992. Experimental studies of food and suspended sediment effects on growth and reproduction of six planktonic cladocerans. *J. Plank. Res.* 14: 1425-1448.
- Havens, K. e J. DeCosta 1988. An experimental analysis of the acid sensitivity of the common planktonic rotifer *Keratella cochlearis*. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 73: 407-416.
- Jones, R.I. e R.C. Francis 1982. Dispersion patterns of phytoplankton in lakes. *Hydrobiologia* 86: 21-28.
- José de Paggi, S. e J.C. Paggi 1998. Zooplankton de ambientes acuáticos con diferente estado trófico y salinidad. *Neotrópica* 44: 95-112.
- Karabin, A. J. Ejsmont-Karabin e R. Kornatowska, 1997. Eutrophication processes in a shallow, macrophyte-dominated lake-factors influencing zooplankton structure and density in Lake Luknajno (Poland). *Hydrobiologia* 342/343: 401-409.
- Kasprzak, P. e R. Koschel 2000. Lake trophic state, community structure and biomass of crustacean plankton. *Ver. Int. Ver. Limnol.* 27: 773-777.

- Kaushik, N.K., G.L. Stephenson, K.R. Solomon e K.E. Day 1985. Impact of Permethrin on zooplankton communities in limnocorrals. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42: 77-85.
- Kirk, K.L. 1991a. Suspended clay reduces *Daphnia* feeding rate: behavioural mechanisms. *Freshwater Biology* 25: 357-365.
- Kirk, K.L. 1991b. Inorganic particles alter competition in grazing plankton: the role of selective feeding. *Ecology* 72: 915-923.
- Koste, W., 1978. Rotatoria. Die Radertiere Mitteleuropas. Gebr. Borntraeger, Stuttgart.
- Lajo, A.A.M., Ide, C.N., Roche, K.F., Ferreira, L.M. e Silva, O.J. da, 2002. Monitoramento e avaliação da qualidade da água do Córrego Cabaça, Campo Grande-MS, através do Iqa-Nsf, BMWP' e BMWP-modificado. II Simpósio Centro-Oeste de Recursos Hídricos, Campo Grande, MS.
- Lampert, W., W. Fleckner, H. Rai e B.E. Taylor, 1986. Phytoplankton control by grazing zooplankton: A study on the spring clear-water phase. *Limnol. Oceanogr.* 31: 478-490.
- Landa, G.G. e L.R. Mourgués-Schurter 2000. Caracterização da comunidade zooplanctônica de um sistema artificial (represa zootecnia), no Campus da Universidade Federal de Lavras – MG. *Acta Limnol. Bras.* 12: 69-83.
- Landa, G.G., H.L.M. Ferreira, C.A. Mourthé Jr., M.V. Junqueira, C.A.M. Estanislau e M.A. Fonseca 1998. Saprobiotic valences for microflora and microfauna species of tropical aquatic ecosystems – preliminary studies – Minas Gerais, Brazil. *Ver. Int. Ver. Limnol.* 26: 1737-1740.
- Lazzaro, X., 1997. Do the trophic cascade hypothesis and classical biomanipulation approaches apply to tropical lakes and reservoirs? *Verh. Int. Ver. Limnol.* 26; 719-730.
- Lehman, J.T., 1980. Release and cycling of nutrients between plankton algae and herbivores. *Limnol. Oceanogr.* 25: 620-632.
- Lewis, W.M. Jr. 1996. Tropical lakes: how latitude makes a difference. Em: Schiemer, F. e K.T. Boland (eds), *Perspectives in Tropical Limnology*, SPB Academic Publishing, Amsterdam, 43-64.
- Likens, G.E. e J.J. Gilbert 1970. Notes on quantitative sampling of natural populations of planktonic rotifers. *Limnol. Oceanogr.* 15: 816-819.
- MacIsaac, H.J., T.C. Hutchinson e W. Keller 1987. Analysis of planktonic rotifer assemblages from Sudbury, Ontario, area lakes of varying chemical composition. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44: 1692-1701.

- Maier, G. 1989. The effect of temperature on the development times of eggs, naupliar and copepodite stages of five species of cyclopoid copepods. *Hydrobiologia* 184: 79-88.
- Maier, G. 1996. Copepod communities in lakes of varying trophic degree. *Arch. Hydrobiol.* 136: 455-465.
- Maier, G. 1998. Differential success of cyclopoid copepods in the pelagic zone of eutrophic lakes. *J. Marine Systems* 15: 135-138.
- Margalef, R., 1983, *Limnologia*. Ediciones Omega, S. A., Barcelona, 1010p.
- Matsumura-Tundisi, T., 1984. Occurrence of species of the genus *Daphnia* in Brazil. *Hydrobiologia* 112: 161-165.
- Matsumura-Tundisi, T., 1986. Latitudinal distribution of calanoida copepods in freshwater aquatic ecosystems of Brazil. *Rev. Bras. Biol.* 46: 527-553.
- Matsumura-Tundisi, T. 1999. Diversidade de zooplâncton em represas do Brasil. Em Henry, R. (ed.) *Ecologia de reservatórios: Estrutura, função e aspecto sociais*. FAPESP, FUNDIBIO, 41-54.
- Matsumura-Tundisi, T., S. Nauman Leitão, L.S. Agueña e J. Miyahara 1990. Eutrofização da represa de Barra Bonita: estrutura e organização da comunidade de Rotifera. *Rev. Brasil. Biol.* 50: 923-935.
- Mattos, S.P., V.R. Estuqui e C.G.B. Cavalcanti 1997. Lake Paranoá (Brazil): Limnological aspects with emphasis on the distribution of the zooplanktonic community (1982 to 1994). *Ver. Int. Ver. Limnol.* 26: 542-547.
- McCauley, E., 1984. The estimation of the abundance and biomass of zooplankton in samples. In: *A Manual on Methods for the Assessment of Secondary Productivity in Fresh Waters*. (eds: J.A. Downing e F.H. Rigler), IBP Handbook 17, 2nd ed., Blackwell Scientific Publications, Oxford, 228-265.
- Melão, M.G.G. 1999. A produtividade secundária do zooplâncton: métodos, implicações e um estudo na Lagoa Dourada. Em Henry, R. (ed.) *Ecologia de reservatórios: Estrutura, função e aspecto sociais*. FAPESP, FUNDIBIO, 151-183.
- Mercante, C.T.J. e A. Tucci-Moura 1999. Comparação entre os índices de Carlson e de Carlson modificado aplicados a dois ambientes aquáticos subtropicais, São Paulo, SP. *Acta Limnol. Brás.* 11(1): 1-14.
- Mota, S., 1997. *Introdução à engenharia ambiental*. Rio de Janeiro, ABES.
- Motta Marques, David da , et alii. *Seminário de Qualidade da Águas Continentais do Mercosul*. 1. Publicação. Porto Alegre, ABRH, 1994. 420p.
- Nogrady, T. 1982. Correlation of rotifer associations in a chain of lakes fed by reclaimed sewage. *Hydrobiologia* 89: 277-284.

- Nogrady, T., Wallace, R.L. e Snell, T.W., 1993. Rotifera. Volume 1: Biology, Ecology and Systematics. Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World 4. SPB Academic Publishing, 142 pp.
- Nogueira, N.M.C. e J.J. Ramirez 1998. Variação mensal da condição trófica do lago das Garças (São Paulo, SP, Brasil). *Acta Limnol. Brás.* 10(2): 21-34.
- Nygaard, G., 1949. Hydrobiological studies on some Danish ponds and lakes, II. The quotient hypothesis and some new or little known phytoplankton organisms. *Kongl. Danske Videns. Selskab. Biol. Skrifter* 7: 1-293.
- Orcutt, J.D. e M.L. Pace 1984. Seasonal changes of rotifer and crustacean zooplankton populations in a eutrophic, monomictic lake with a note on rotifer sampling techniques. *Hydrobiologia* 119: 73-80.
- Ostojic, A.M. 2000. Effect of eutrophication on changes in the composition of zooplankton in the Grosnica Reservoir (Serbia, Yugoslavia). *Hydrobiologia* 436: 171-178.
- Patrick, R., 1963. The structures of diatom communities under varying ecological conditions. *Ann. New York Acad. Sci.* 108: 353-358.
- Payne, A.I., 1986. The ecology of tropical lakes and rivers. John Wiley e Sons Ltd., Chichester, 301p.
- Pejler B., 1977. General problems on rotifer taxonomy and global distribution. *Arch. Hydrobiol. Beih.* 8: 212-220.
- Pinto-Coelho, R.M., 1998. Effects of eutrophication on seasonal patterns of mesozooplankton in a tropical reservoir: a 4-year study in Pampulha Lake, Brazil. *Freshwat. Biol.* 40: 159-173.
- Porto, Rubem La Laina, et alli. *Hidrobiologia ambiental*. São Paulo, USP, 1991.- (coleção ABRH v. 3). 414p.
- Reid, J. e I. de H. Moreno, 1990. The Copepoda (Crustacea) of the southern Pantanal, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia* 3: 721-739.
- Reid, J., 1985. Chave de identificação e lista de referências bibliográficas para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da ordem cyclopoida (Crustacea, Copepoda). *Bol. Museu Zool. Universidade de São Paulo* 9: 17-143.
- Reynolds, C.S. 1998. What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status? *Hydrobiologia* 369/370: 11-26.
- Righi, K.O., 2003. Utilização de macroinvertebrados na análise da qualidade da água: o caso do Córrego Cabaça. Monografia de Bacharelado em Biologia, UFMS.

- Rocha, O., S. Sendacz e T. Matsumura-Tundisi, 1995. Composition, biomass and productivity of zooplankton in natural lakes and reservoirs in Brazil. In: *Limnology in Brazil* (eds: Tundisi, J.G., C.E.M. Bicudo e T. Matsumura-Tundisi), Brazilian Academy of Sciences, Brazilian Limnological Society, 151-165.
- Rocha, O., T. Matsumura-Tundisi e E. V. Sampaio, 1997. Phytoplankton and zooplankton community structure and production as related to trophic state in some Brazilian lakes and reservoirs. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 26: 599-604.
- Ruttner-Kolisko, A. 1977. Comparison of various sampling techniques, and results of repeated sampling of planktonic rotifers. *Arch. Hydrobiol.* 8: 13-18.
- Ruttner-Kolisko, A., 1974. Plankton Rotifers: Biology and Taxonomy. *Binnengewasser Suppl.* 26(1).
- Ruttner-Kolisko, A., 1977. Suggestions for biomass calculations of plankton rotifers. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 8: 71-76.
- Sampaio, E.V., O. Rocha, T. Matsumura-Tundisi e J.G. Tundisi 2002. Composition and abundance of zooplankton in the limnetic zone of seven reservoirs of the Paranapanema River, Brazil. *Braz. J. Biol.* 62: 525-545.
- Saunders, J.F. e W.M. Lewis Jr. 1988b. Dynamics and control mechanisms in a tropical zooplankton community (Lake Valencia, Venezuela). *Ecol. Monogr.* 58: 337-353.
- Segers, H. e S.S.S. Sarma, 1993. Notes on some new or little known Rotifera from Brazil. *Rev. Hydrobiol. trop.* 26: 175-185.
- Sladeczek, V., 1983. Rotifers as indicators of water quality. *Hydrobiologia* 100: 169-201.
- Spellerberg, I.F., 1994. *Monitoring Ecological Change*. Cambridge University Press, 334p.
- Sperling, E. v., 1993. Nutrient assimilation capacity of lakes and reservoirs situated in tropical climates. *Environment. Poll.* 340-344.
- Taylor, W.D. e J.C.H. Carter, 1997. Zooplankton size and its relationship to trophic state in deep Ontario lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54: 2691-2699.
- Threlkeld, S.T. 1983. Spatial and temporal variation in the summer zooplankton community of a riverine reservoir. *Hydrobiologia* 107: 249-254.
- Toledo Jr., A.P. de, M. Talarico, S.J. Chinez e E.G. Agudo, 1983. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. CETESB, 12o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Santa Catarina, 22, 34p.
- Toledo, M.R.S., 1988. Análise microbiológica da água do Lago do Amor. CCBS, UFMS, Dissertação.

- Van Liere, L. e R.D. Gulati, 1992. Restoration and recovery of shallow eutrophic lake ecosystems in The Netherlands. *Developments in Hydrobiology* 74, Kluwer, 287p.
- Vanni, M.J. e J. Temte, 1990. Seasonal patterns of grazing and nutrient limitation of phytoplankton in a eutrophic lake. *Limnol. Oceanogr.* 35: 697-709.
- Vásquez, E., M.J. Pardo, E.Z. de Roa e C. López, 1998. Rotifer fauna from Venezuela. *Amazoniana* XV: 11-24.
- Walz, N., H. J. Elster e M. Mezger, 1987. The development of the rotifer community structure in Lake Constance during its eutrophication. *Arch. Hydrobiol.* 4 : 452-487.
- Watson, S. e J. Kalff 1981. Relationships between nanoplankton and lake trophic status. *Can. J. fish. Aq. Sci.* 38: 960-967.
- Wyngaard, G.A., J.L. Elmore e B.C. Cowell 1982. Dynamics of a subtropical plankton community, with emphasis on the copepod *Mesocyclops edax*. *Hydrobiologia* 89: 39-48.
- Yasuno, M. e B.A. Whitton, 1987. *Biological Monitoring of Environmental Pollution*. Tokyo University Press.