

*Andreia Maria da Anunciação Gomes*

**IMPACTO DA ATIVIDADE DE PISCICULTURA INTENSIVA E  
DA ADIÇÃO DE NUTRIENTES INORGÂNICOS (N E P) NA  
QUALIDADE DA ÁGUA DO RESERVATÓRIO DE RIBEIRÃO  
DAS LAJES - RJ**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO SUBMETIDA À  
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO VISANDO A  
OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM CIÊNCIAS  
BIOLÓGICAS (BIOFÍSICA)



Universidade Federal do Rio de Janeiro  
Centro de Ciências da Saúde  
Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho  
2005

*Andreia Maria da Anunciação Gomes*

**IMPACTO DA ATIVIDADE DE PISCICULTURA INTENSIVA E  
DA ADIÇÃO DE NUTRIENTES INORGÂNICOS (N E P) NA  
QUALIDADE DA ÁGUA DO RESERVATÓRIO DE RIBEIRÃO  
DAS LAJES - RJ**

Dissertação de mestrado submetida à  
Universidade Federal do Rio de Janeiro  
visando a obtenção do grau de mestre  
em Ciências Biológicas (biofísica).

**Orientadora: Dra. Sandra Maria Feliciano de Oliveira e Azevedo**

**Universidade Federal do Rio de Janeiro  
Centro de Ciências da Saúde  
Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho  
2005**

Gomes, Andreia Maria da Anunciação Gomes

Impacto da Atividade de Piscicultura Intensiva e da Adição de Nutrientes Inorgânicos (N e P) na Qualidade da Água do Reservatório de Ribeirão das Lajes – RJ / Andreia Maria da Anunciação Gomes. Rio de Janeiro, 2005.

xi, 81 f.: il.

Dissertação de Mestrado – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho / Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas (Biofísica), 2005.

Orientador: Sandra Maria Feliciano de Oliveira e Azevedo.

1. Reservatório. 2. Piscicultura intensiva. 3. Eutrofização artificial  
I. Azevedo, Sandra Maria Feliciano de Oliveira e. II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho, Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas (Biofísica). III Título.

Andreia Maria da Anunciação Gomes

Impacto da Atividade de Piscicultura Intensiva e da Adição de  
Nutrientes Inorgânicos (N e P) na Qualidade da Água do  
Reservatório de Ribeirão das Lajes -RJ

Rio de Janeiro, ..... de .....de 2005

**Aprovada por:**

---

**Dra. Sandra Maria Feliciano de Oliveira e Azevedo / IBCCF<sup>o</sup>**  
**(Presidente da banca)**

---

PROF.

---

PROF.

---

PROF.

---

Dra. Sandra Maria Feliciano de Oliveira e Azevedo / IBCCF<sup>o</sup>

(Orientadora)

*À minha mãe,  
pessoa que seguia  
ao pé da letra o que  
Gonzaguinha cantava:  
“... Viver e não ter a  
vergonha de ser Feliz...”.*

*Ao meu pai, pelo incansável  
apoio, incentivo  
e dedicação a minha pessoa.*

*“Eu quase não sei de nada  
mas desconfio de muita coisa”*

*Guimarães Rosa.*

## AGRADECIMENTOS

- ❖ Ao CNPq pelo financiamento deste projeto de pesquisa;
- ❖ Ao Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho por toda a infra-estrutura disponibilizada aos seus alunos para a realização de seus estudos;
- ❖ À Prof<sup>a</sup>. Sandra M. F. A. Azevedo pela orientação, apoio e amizade durante todos estes anos;
- ❖ À Prof<sup>a</sup>. Vera Lúcia M. Huszar pela ajuda na interpretação dos dados;
- ❖ À Maria Carolina e a Profa Vera Huszar pela ajuda com as análises de fitoplâncton;
- ❖ À Ana Cláudia Pimentel por ter me iniciado cientificamente e pela amizade e carinho;
- ❖ Ao Prof. Jean Remy, pela revisão da dissertação;
- ❖ Aos funcionários da Ligth: Rinaldo, Waldomiro e Luís Antônio pelo apoio logístico, fundamental para realização do trabalho;
- ❖ Ao Aloysio, Alessandra Delazari, João, Ricardo, Tavinho, Prof. Luís Otávio e Prof<sup>a</sup>. Sandra pelo auxílio na montagem dos experimentos;
- ❖ Ao Ricardo por me aturar durante um mês isolados em trabalho de campo;
- ❖ À Prof<sup>a</sup>. Valéria Magalhães e Prof Marcelo Manzi pela amizade, carinho e respeito;
- ❖ Aos amigos do Laboratório de Ecofisiologia e Toxicologia de Cianobactérias: Valéria, Aloysio, Simone, Raquel, Isabel, Ronaldo, João, Ricardo, Jobson, Rodrigo, Alessandra Delazari, Elisangela, Alessandra e Levi;
- ❖ A minha amiga Elis, que como uma boa filha sempre à casa retorna;
- ❖ À grande amizade de Simone, Raquel, Ana Cláudia e Valéria;
- ❖ Ao Ronaldo e Alessandra Delazari pelos divertidíssimos finais de semana trabalhando no lab;
- ❖ Aos grandes amigos do laboratório ao lado: Topo, Maucolega, Antônio, Frango e Petrus;
- ❖ Ao mais novo baiano Antônio Azeredo pelos grandes estímulos e ilustríssimas discussões;
- ❖ À Iraniaia, Lucianna, Cristiane, Renatinha, Tatiana e Luciana, amigas muito queridas, peças fundamentais na minha vida;

- ❖ À Irania por estar sempre presente, principalmente nos momentos mais difíceis;
- ❖ Ao Gustavo Ribeiro, pela grande amizade;
- ❖ À Sofia, pela companhia durante o período em que eu estive escrevendo a dissertação;
- ❖ Ao meu pai pela eterna e incansável dedicação e pelo apoio até nos trabalhos de campo;
- ❖ À Tereza pelas comidinhas preparadas com muito carinho;
- ❖ À minha mãe e minha vó, por me ensinarem a ser quem sou hoje;
- ❖ Ao meu amor Cláudio Eduardo por me ensinar a ver o mundo com novas cores, formas e sons, além de comer a minha comida sem reclamar.

## RESUMO

GOMES, Andreia Maria da Anunciação. Impacto da Atividade de Piscicultura Intensiva e da Adição de Nutrientes Inorgânicos (N e P) na Qualidade da Água do Reservatório de Lajes – RJ. Rio de Janeiro, 2005. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

O objetivo deste estudo foi avaliar a influência da atividade de piscicultura intensiva e da adição de nutrientes inorgânicos (N e P) sobre as características físicas, químicas e biológicas da água do Reservatório de Ribeirão das Lajes, um sistema oligo-mesotrófico. Para tanto, foram realizados experimentos *in situ* em sacos de polietileno (capacidade para 2900 litros) montados no Reservatório de Lajes, no mês de fevereiro de 2004. Os mesocosmos foram montados em triplicata e divididos em três tratamentos: um deles contendo peixes (adição de 10 tilápias + ração), o segundo tratamento com adição de nutrientes (adição de soluções de nitrato, amônio e fosfato para chegar às concentrações de 70, 1,3 e 1,2  $\mu\text{g/L/dia}$ , respectivamente) e por último o controle (sem adição). Amostras para análise dos nutrientes, da clorofila-*a* e da comunidade fitoplactônica foram coletadas no reservatório e em todos os mesocosmos em dias alternados até o 15<sup>o</sup> dia e uma última coleta foi feita no 25<sup>o</sup> dia. A temperatura da água, pH, condutividade elétrica e turbidez foram medidos em campo com auxílio de sondas e eletrodos específicos. A profundidade do disco de Secchi também foi determinada. As análises de nutrientes e clorofila-*a* foram feitas por métodos espectrofotométricos. O fitoplâncton foi analisado de acordo com a técnica de sedimentação em microscópio invertido. Durante o período experimental, o reservatório apresentou características de ambiente oligotrófico: baixas concentrações de nitrogênio e fósforo, alta transparência da água, baixa turbidez e baixa densidade de indivíduos fitoplanctônicos. A comunidade fitoplanctônica do reservatório esteve dominada por cianobactérias durante todo período experimental. O grupo controle manteve essas mesmas características. O efeito da adição de nutrientes refletiu em um aumento da concentração de nitrato, no entanto, a adição de fósforo não foi suficiente para aumentar as concentrações de fósforo solúvel reativo (PSR). Apesar das cianobactérias terem sido substituídas por clorófitas ao longo do experimento, não foi observado aumento da densidade fitoplanctônica. Nos mesocosmos com adição de peixes houve aumento significativo na temperatura, pH, condutividade elétrica, turbidez e nos valores de profundidade de Secchi. A clorofila-*a* aumentou de 1,5  $\mu\text{g/L}$  no início do experimento para 542,28  $\mu\text{g/L}$  no final e a densidade fitoplanctônica aumentou significativamente nos últimos dias do experimento. O crescimento fitoplanctônico levou a um decréscimo da transparência da água. As cianobactérias, inicialmente dominantes foram substituídas por espécies de clorófitas nos mesocosmos contendo peixes. Esses resultados sugerem que a adição de nutrientes não foi suficiente para aumentar a densidade fitoplanctônica e o fator que estaria limitando esse aumento seria uma possível deficiência de fósforo. No entanto, o aumento de nitrogênio nos dois tipos de enriquecimento foi suficiente para modificar a composição da comunidade fitoplanctônica, levando ao aumento de clorófitas. Dominâncias de clorófitas e não de cianobactérias têm sido registradas para sistemas enriquecidos em lagos rasos temperados hipereutróficos.

## ABSTRACT

GOMES, Andreia Maria da Anunciação. Impacto da Atividade de Piscicultura Intensiva e da Adição de Nutrientes Inorgânicos (N e P) na Qualidade da Água do Reservatório de Lajes – RJ. Rio de Janeiro, 2005. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

This study aims to determine the influence of inorganic nutrient addition (N and P) and fish culture on physical, chemical and biologic features of the water of Ribeirão das Lajes Reservoir, a oligo-mesotrophic system. This research was conducted through *in situ* experiments performed during february 2004. For this purpose we used 9 polyethylene bags (2900 liters), placed in the reservoir at the same time. The enclosures were divided in three treatments: one of them containing fishes (10 tilapia per enclosure); the second of them with nutrient addition (nitrate, ammonium and phosphorus addition with amounts of 70; 1,3 and 1,2  $\mu\text{g/L/day}$ , respectively) and the third of them containing no fishes and no nutrient addition (control group). Water samples were collected from each enclosure and from the reservoir in alternated days until the 15th day and the last ones were collected 25 days after the beginning of the experiments. The water temperature, pH, conductivity and turbidity were measured *in situ* with specific electrodes. Secchi depth also was determined. Chlorophyll a and nutrient concentrations were measured spectrophotometrically. Algal numbers were determined with an inverted microscope from lugol-fixed samples. During experimental periods, oligotrophic conditions characterized the reservoir, like: low concentration of nitrogen and phosphorus, high secchi depth, low turbidity and low phytoplankton density. Phytoplankton community was dominated by cyanobacteria in Ribeirão das Lajes reservoir. The control group remained these features. Nutrient addition caused an increase of nitrate concentration, but the P addition was not sufficient to increase SRP concentration. Although Chlorophyta had replaced Cyanobacteria, the phytoplankton density was not increased in these enclosures. However, changes related to the trophic conditions had taken place in the enclosures containing fishes. The tilapia presence increased water temperature, pH, conductivity, turbidity values and secchi depth values. The chlorophyll increased from 1,5 $\mu\text{g/L}$ , at the beginning of the experiment, to 542,28  $\mu\text{g/L}$  at the end of experiment. The growth of algae leads to decreases of the transparency level. Phytoplankton community structure was changed in enclosures containing fishes. Cyanobacteria were excluded from these enclosures and Chlorophyta were dominant at the end of experiment. The present study results suggest that nutrient addition was not sufficient to increase phytoplankton density and the major limiting factors for the phytoplankton growth could be phosphorus deficiency. However, the high nitrogen concentrations observed in all treatment enclosures were sufficient to change the phytoplankton community structure, leading chlorophyta increase. Chlorophyta dominance in spite of cyanobacteria has been observed in hypereutrophic system.

## Lista de Figuras

		Pág.
Figura 1	Mapa e localização geográfica do reservatório de Ribeirão das Lajes.	13
Figura 2	Vistas panorâmicas do Reservatório de Ribeirão das Lajes.	14
Figura 3	Visão detalhada do local de montagem do experimento no Reservatório de Lajes.	17
Figura 4	Vista dos nove mesocosmos imersos no Reservatório de Lajes, durante o experimento.	17
Figura 5	Detalhe de um dos mesocosmos montados no reservatório, durante o período experimental.	18
Figura 6	Variação da temperatura da água nos mesocosmos e no reservatório, durante todo o período experimental.	26
Figura 7	Variação dos valores de condutividade elétrica da água nos mesocosmos e no reservatório ao longo do período experimental.	28
Figura 8	Variação dos valores de pH da água nos mesocosmos e no reservatório durante todo o período experimental.	29
Figura 9	Variação dos valores de transparência (a) e turbidez (b) da água nos mesocosmos e no reservatório ao longo do período experimental.	32
Figura 10	Variação da concentração de amônia na água do reservatório e dos mesocosmos ao longo de todo o período experimental.	34
Figura 11	Variação das concentrações de nitrito na água do reservatório e dos mesocosmos ao longo do período experimental.	36
Figura 12	Variação das concentrações de nitrato na água do reservatório e nos mesocosmos ao longo de todo o período experimental.	38
Figura 13	Variação das concentrações de PSR na água do reservatório e nos mesocosmos ao longo de todo o período experimental.	39
Figura 14	Variação das concentrações de P-total na água do reservatório e nos mesocosmos ao longo de todo o período experimental.	40

Figura 15	Variação da razão N/P na água do reservatório e nos mesocosmos ao longo de todo o período experimental.	43
Figura 16	Variação da concentração de clorofila-a (a) e da densidade total da comunidade fitoplanctônica (b) do reservatório e dos mesocosmos durante todo o período experimental.	47
Figura 17	Contribuição das diferentes classes para densidade total da comunidade fitoplanctônica do reservatório e dos mesocosmos, ao longo de todo o período experimental.	51
Figura 18	Variação das espécies mais importantes em densidade fitoplanctônica (>10% para densidade fitoplanctônica total em pelo menos uma data de amostragem), durante todo o experimento.	57
Figura 19	Variação da diversidade de espécies de fitoplâncton no reservatório e nos mesocosmos ao longo do período experimental.	60

## Sumário

	Pág.
<b>1. Introdução</b> .....	1
<b>2. Objetivo</b> .....	11
<b>3. Área de Estudo</b> .....	12
<b>4. Material e Métodos</b> .....	17
<b>4.1. Montagem do Experimento</b> .....	17
<b>4.2. Análise da água</b> .....	21
<b>4.2.1. Análise das variáveis físicas e químicas da água</b> .....	21
4.2.1.1. Temperatura, Condutividade elétrica, pH e Turbidez .....	21
4.2.1.2. Transparência .....	22
4.2.1.3. Nitrogênio .....	22
4.2.1.4. Fósforo .....	23
4.2.1.5. Razão N/P atômica.....	24
<b>4.2.2. Análise das variáveis biológicas</b> .....	24
4.2.2.1. Clorofila-a .....	24
4.2.2.2. Comunidade fitoplanctônica .....	25
4.3. Análise estatística .....	26
<b>5. Resultados e Discussão</b> .....	27
<b>5.1. Variáveis Físicas e Químicas da água</b> .....	27
5.1.1. Temperatura .....	27
5.1.2. Condutividade elétrica .....	29
5.1.3. pH .....	31
5.1.4. Transparência e Turbidez da água .....	33
5.1.5. Nitrogênio .....	36
5.1.6. Fósforo .....	41
5.1.7. Razão N/P.atômica.....	45
<b>5.2. Variáveis Biológicas</b> .....	48
5.2.1. Composição e Riqueza das espécies .....	48
5.2.2. Biomassa Fitoplanctônica (clorofila-a) e Densidade Fitoplanctônica .....	48
5.2.3. Contribuição das Diferentes Classes Taxonômicas .....	53
5.2.4. Contribuição das Principais espécies .....	58

5.2.5. Diversidade do Fitoplâncton .....	61
<b>7. Conclusões</b> .....	<b>64</b>
<b>8. Referências Bibliográficas</b> .....	<b>67</b>
<b>9. Apêndice</b> .....	<b>77</b>

## 1. Introdução

A base da cadeia alimentar nos ambientes pelágicos é formada por organismos planctônicos, os quais estabelecem relações tróficas importantes. O fitoplâncton, como produtor, utiliza a luz no processo fotossintético e também vários nutrientes dissolvidos, dentre eles o nitrogênio e o fósforo. A disponibilidade destes nutrientes controla diretamente a produção primária nesses ambientes aquáticos e mudanças nas concentrações destes nutrientes podem levar a alterações na estrutura da comunidade fitoplanctônica (Kennish, 1990).

A carga de nutrientes nos ambientes aquáticos tem aumentado nos últimos anos e o lançamento de efluentes domésticos e industriais, além de fertilizantes usados na agricultura (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 1992; Pape & Menesguen, 1997) e a atividade de piscicultura (Diaz *et al.*, 2001; Guo & Li, 2003), estão entre suas principais fontes.

O aumento no aporte de nutrientes pode levar a um estado de eutrofização cultural no ambiente, resultando em mudanças no plâncton (Park & Marshall, 2000). Condições eutróficas se desenvolvem quando o enriquecimento de nutrientes excede a capacidade de assimilação de um sistema (Reynolds, 1984; Kennish, 1994). Como consequência, ocorre uma mudança na qualidade da água, incluindo redução de oxigênio dissolvido, da transparência da água e da biodiversidade aquática, perda das qualidades cênicas, morte extensiva de peixes e aumento da incidência de florações de microalgas e cianobactérias (Fisher *et al.*, 1995; Lacroix & Leschee-Moutoué, 1991; Hulot *et al.*, 2000; Paerl *et al.*, 2003; Irigoien *et al.*, 2004).

O nitrogênio e fósforo são uns dos principais elementos que determinam a produção primária, periodicidade e o tipo de comunidade algal que estaria presente

em um dado ambiente (Henry & Tundisi, 1982a; Elser *et al.*, 1990; Elser & Goldman, 1991; González & Ortaz, 1998; González, 2000). Diversos estudos mostram uma correlação positiva entre a concentração de clorofila-*a* algal e a concentração de P-total e N-total em corpos d' água (Bachmann, 2001; Vollenweider & Kerekes, 1980).

Diferentes autores propuseram índices para classificar o estado trófico de um ambiente aquático, baseados na qualidade da água (Nürnberg, 1996; Salas & Martino, 1991; Vollenweider & Kerekes, 1980). Um dos fatores que esses autores utilizaram para categorizar o estado trófico de um sistema foram as concentrações de nitrogênio e fósforo totais, além da concentração de clorofila-*a* presentes no mesmo. A tabela 1 mostra as diferentes categorias de estado trófico proposta por estes autores.

Tabela 1: Categorias de estado trófico baseadas na qualidade da água do sistema.

<b>Nürnberg, 1996</b>				
	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
PT (µg/L)	< 10	10 – 30	31 – 100	> 100
NT (µg/L)	< 350	350 – 650	651 - 1.200	> 1.200
Clorofila <i>a</i> (µg/L)	< 3,5	3,5 - 9	9,1 - 25	> 25
Transparência (m)	> 4	2 - 4	1 - 2.1	< 1
<b>Vollenweider &amp; Kerekes, 1980</b>				
	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
PT (µg/L)	4,8 – 13,3	13,3 - 37	38 - 189	750 – 1.200
NT (µg/L)	321 – 1.180	485 – 1.170	861 – 4.085	-
Clorofila <i>a</i> (µg/L)	0,8 – 7,4	3 – 7,4	6,7 - 31	100 - 150
<b>Salas &amp; Martino, 1991</b>				
	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	
PT (µg/L)	21±1,5	40 ± 11,2	119 ± 2,1	
Clorofila <i>a</i> (µg/L)	3,6	6,7	17,4	

Desde a década de 50, o papel do fósforo e do nitrogênio na comunidade fitoplanctônica vem sendo discutido. A importância do nitrogênio é facilmente explicável, por ser este elemento essencial à síntese de aminoácidos e proteínas (McCombie, 1953; Reynolds, 1984), de modo que a sua deficiência pode limitar a quantidade de matéria vegetal produzida. Além disso, o nitrogênio é um constituinte importante na molécula de clorofila (Meeks, 1974). Conseqüentemente, a sua falta ou excesso influencia diretamente na abundância fitoplanctônica e também na produção de clorofila.

O fósforo, por sua vez, exerce um papel importante no metabolismo de carboidratos e toma parte na construção de proteínas e nucleotídeos (McCombie, 1953; Reynolds, 1984). Além disso, o fósforo desempenha uma função relevante na maioria dos processos celulares, especialmente aqueles envolvendo a geração e transformação de energia metabólica (Kuhl, 1974; Reynolds, 1997). Portanto, este elemento influencia no crescimento e reprodução algal.

O fósforo tem sido reportado como o elemento que controla o crescimento e a produção fitoplanctônica em lagos de regiões temperadas (Schindler, 1974, 1978; Hecky & Kilham, 1988). Entretanto, algumas evidências indicam que o nitrogênio pode sobrepujar o fósforo, na limitação ao crescimento algal, em regiões tropicais e subtropicais (Talling, 1966; Reynolds, 1984; Wurtsbaugh *et al.*, 1985; Pollinger *et al.*, 1988). Isto evidentemente não é uma regra geral e imutável, depende das condições locais, principalmente geológicas (Henry & Tundisi, 1982a). Por exemplo, o fósforo foi o fator limitante tanto no verão quanto no inverno no Reservatório de Jurumirim (ambiente oligotrófico), o que indica que esses resultados também não suportam a hipótese que o nitrogênio seria o fator limitante em corpos d'água oligotróficos (Henry, 1990).

A produção fitoplanctônica, limitada por nutrientes, e a eutrofização em ecossistemas aquáticos tem sido objeto de estudo e discussão para o manejo ambiental (Malone *et al.*, 1996).

O conceito de fator limitante ao fitoplâncton, segundo Bachmann (2001), se refere ao fator ambiental que está em concentrações relativas menores do que a necessidade da alga e irá determinar a quantidade de material algal produzido. Este conceito tem sido aplicado com bastante sucesso em estudos de sistemas aquáticos. Evidências empíricas para o papel do fósforo e nitrogênio como fator limitante são encontradas nas respostas dos ecossistemas aquáticos à adição artificial desses elementos (Henry & Tundisi, 1982a; Henry, 1990; Fisher *et al.*, 1995; Bachmann, 2001; Camacho *et al.*, 2003).

O conhecimento da importância dos nutrientes como fator limitante para a produção fitoplanctônica tem sido o foco dos mais modernos planos de manejo de lagos e reservatórios e, muitas vezes, tem sido negligenciada a existência de outros fatores limitantes (Bachmann, 2001). A disponibilidade de luz, a temperatura da água, o tempo de residência da água e a predação por pequenos invertebrados (zooplâncton), também podem ser fatores limitantes ou controladores da produção algal (Fisher *et al.*, 1995; Havens *et al.*, 1998; Bachmann, 2001). Por exemplo, a limitação de luz pode ser observada em ambientes com baixa intensidade luminosa, alta turbidez e com camada de mistura profunda. Dessa forma, o fitoplâncton ficaria exposto a uma energia luminosa insuficiente para o seu crescimento (Fisher *et al.*, 1995). Em baixas temperaturas, a taxa de crescimento algal pode ser reduzida, mesmo em ambientes onde os nutrientes e a intensidade luminosa estejam em abundância (Bachmann, 2001). O tempo de residência também pode se tornar um fator limitante em ambientes com grande fluxo da água, onde não existe tempo

suficiente para o desenvolvimento de biomassa algal. A predação do zooplâncton sobre o fitoplâncton pode ser suficiente para reduzir a densidade das células algais mais rapidamente do que novas células podem ser produzidas, evidenciando a limitação do crescimento fitoplanctônico através da predação (Fisher *et al.*, 1995; Bachmann, 2001).

O conhecimento dos fatores que limitam a produção em ambientes aquáticos é de fundamental importância para o planejamento das estratégias de manejo que minimizem os efeitos da eutrofização artificial. Sendo assim, experimentos com mesocosmos, que visam observar as alterações no fitoplâncton causadas pela adição de nutrientes, podem fornecer importantes informações sobre o efeito final do aporte desses elementos nos corpos d'água. Portanto, tornam-se ferramentas úteis quando se pretende prever o grau de impacto de aportes excessivos de nutrientes em ambientes aquáticos, além de permitir identificar qual ou quais elementos terão maior importância nas alterações causadas no ambiente.

Diferentes corpos d' água têm sido caracterizados pelos grupos fitoplanctônicos presentes no mesmo. Esses grupos podem ser usados para indicar as recentes condições ambientais do sistema, mais eficientemente do que a representatividade filogenética (Reynolds, 1997; Huszar & Caraco, 1998). Reynolds (1984, 1988, 1997, 2002) separou a vegetação pelágica ao longo de linhas fitosociológicas, aplicando a subdivisão baseada nas estratégias adaptativas de cada espécie (C, S, R estrategistas). Espécies freqüentemente encontradas co-existindo e aumentado ou diminuindo em número simultaneamente foram delimitadas e identificadas como sendo da mesma assembléia. A última revisão de Reynolds e colaboradores (2002) diferenciou 31 grupos funcionais (assembléias), identificados por códigos alfanuméricos. As cianobactérias, por exemplo, foram

incluídas em 10 das 31 assembleias e cada uma ocorre em um ambiente definido pelo seu estado trófico, regime de mistura, latitude, pH, etc. Uma discussão detalhada sobre as assembleias pode ser encontrada em Reynolds *et al.*, (2002).

Vários estudos têm sido realizados avaliando a resposta do ambiente em relação ao excesso de nutrientes lançados, especialmente no que diz respeito ao fitoplâncton (Cottingham *et al.*, 1997; Hansen *et al.*, 1997; Schlüter, 1998; González, 2000; Blomqvist, 2001; Camacho *et al.*, 2003). No entanto, a maioria deles é realizada em regiões de clima temperado e, como se sabe, os ecossistemas aquáticos tropicais não necessariamente apresentam os mesmos padrões de respostas às manipulações das concentrações de nutrientes observadas em ambientes temperados.

No Brasil, estudos realizados com este tema têm se limitado na maioria a experimentos laboratoriais. Os primeiros estudos foram realizados na década de 80 por Henry & Tundisi (1982a,b) e quase todos estão restritos a este período (Arcifa *et al.*, 1995), com experimentos de enriquecimento diferencial por nutrientes (N e P), demonstrando que a resposta da comunidade fitoplanctônica à adição de nutrientes é muito diversa. O fósforo e o nitrogênio alternaram como fator primário da limitação nos diferentes ambientes estudados. Estudos feitos na Represa do Lobo (Broa) – SP, no verão de 1979, concluíram que tanto o nitrogênio como o fósforo foram limitantes, porém o fósforo era o fator primário (Henry & Tundisi, 1982a). Em experimentos feitos no verão de 1980, observou-se que o nitrogênio era o fator primário e o fósforo o secundário (Henry & Tundisi, 1982b). Outros estudos feitos por Henry & Tundisi (1985), durante o inverno de 1983, no lago Don Helvécio (MG), indicaram que o fósforo foi o fator limitante ao crescimento da comunidade fitoplanctônica. No verão de 1980, durante o período de estratificação deste mesmo

lago, a adição de nitrogênio e fósforo mostrou efeito sinérgico dos 2 nutrientes, com aumento da concentração de clorofila total e densidade fitoplanctônica (Tundisi & Henry, 1986). Henry (1990) também observou uma possível limitação por fósforo no inverno de 1988 e no verão de 1989, na Represa de Jurumirim (SP). Desta forma, estudos sobre as respostas do fitoplâncton ao enriquecimento artificial por nitrogênio e fósforo devem ser intensificados nas regiões tropicais. A importância no estudo desse tema é maior quando os experimentos propõem sua realização *in situ*, o que leva a uma resposta mais próxima ao que ocorre no ambiente.

O conceito de nicho para os organismos fitoplanctônicos, definido principalmente pelas suas características nutricionais, está de acordo com as observações de que variações na composição e abundância do fitoplâncton acompanham mudanças na concentração de nutrientes (Hutchinson, 1973). É, portanto, previsível que mudanças na concentração de nutrientes, nos experimentos de enriquecimento, irão ocasionar variações na composição e abundância do fitoplâncton. O que não é facilmente previsível é o padrão de respostas ao nível de espécies ou grupos de espécies, em função da adição de nutrientes.

Sendo assim, além de se conhecer qual o nutriente que limita o crescimento fitoplanctônico, é importante reconhecer quais alterações na estrutura da comunidade fitoplanctônica são causadas pelo aporte de nutrientes.

São poucos os estudos com abordagem experimental sobre resposta do fitoplâncton ao enriquecimento por nutrientes no Brasil e menor ainda os experimentos com mesocosmos. Portanto, estudos que visam observar os efeitos do aporte de nitrogênio e fósforo nas características físicas, químicas e biológicas da água de um reservatório utilizado para abastecimento público, recreação e pesca são de extrema importância.

Uma segunda abordagem, também altamente relevante para estudos em reservatórios de usos múltiplos, é a influência do impacto da atividade de piscicultura intensiva nas características da água destes ecossistemas.

O aumento do enriquecimento e da degradação dos ecossistemas aquáticos vizinhos às fazendas de criação de peixes é acompanhado dos aumentos aos incentivos a aqüicultura (Phillips *et al.*, 1985). No Brasil, a aqüicultura está em franco desenvolvimento. Segundo a FAO (2003), nos últimos anos a aqüicultura brasileira vem apresentando taxas de crescimento anuais médias superiores a 22%. O volume da produção pesqueira, através da aqüicultura, passou de 20.000,5 toneladas em 1990 para 260.000 toneladas em 2002 (FAO, 2003). Dentre todas as criações aqüícolas brasileiras, a piscicultura de água doce respondeu no ano de 2000 com uma produção de 132.955,5 toneladas, correspondendo a 96,23% da produção total da aqüicultura, que foi de 138.156,0 toneladas. Naquele mesmo ano, a região sudeste apresentou a segunda maior produção de peixes em piscicultura do país (28.787,0 toneladas), perdendo apenas para região Sul (73.238,0 toneladas) (dados do IBAMA obtidos pelo endereço eletrônico [www.ibama.gov.br](http://www.ibama.gov.br)).

Na piscicultura brasileira são comumente utilizadas mais de 30 espécies de peixes, com os mais variados hábitos alimentares e ambientes de vida. No entanto, as tilápias são as que oferecem maior produção. No ano de 2003, a piscicultura de tilápias alcançou a produção de 64.857,5 toneladas (37,89% da produção total da piscicultura de água doce) (dados da Diretoria de Fauna e Recursos pesqueiros / DIFAP/ IBAMA, obtidos pelo endereço eletrônico [www.ibama.gov.br/difap](http://www.ibama.gov.br/difap)).

A atual política de governo é de incentivo a atividades aqüícolas. Merecem destaques, entre as ações governamentais para o apoio a este setor, a abertura das águas de domínio da União para a exploração da aqüicultura, mediante o Decreto nº

2.869, publicado em 1998; bem como o estabelecimento de linhas de crédito específica para financiamento de empreendimentos aquícolas em todo o país ([www.presidencia.gov.br/seap](http://www.presidencia.gov.br/seap)). O governo do Estado do Rio de Janeiro tem um programa de incentivo a atividade de piscicultura na região do município de Piraí. Uma dessas atividades está implantada no Reservatório de Ribeirão das Lajes (área de estudo do presente trabalho), um reservatório até hoje classificado como oligo-mesotrófico (FEEMA, 1987), com a criação intensiva de tilápias em tanques-rede.

Um dos principais problemas da piscicultura intensiva é o rejeito orgânico gerado nesta atividade. Esses rejeitos orgânicos incluem produtos metabólicos (fezes e urina) e alimentos que não foram ingeridos. Os rejeitos orgânicos entram diretamente no ecossistema aquático e se tornam disponíveis na coluna d'água ou são depositados no sedimento (Gowen *et al.*, 1990). O acúmulo de matéria orgânica aumenta o consumo de oxigênio do sedimento e pode levar a condição de anoxia na água, associada a mudanças ecológicas como troca na composição das espécies planctônicas, efeitos adversos nos peixes e em invertebrados bentônicos (Ruane *et al.*, 1986).

Segundo Gowen *et al.* (1990), a quantidade de nutrientes dissolvidos (fosfato e amônia) liberada por rejeitos da aquíicultura é pequena em relação ao total de efluentes domésticos e industriais. No entanto, esse rejeito pode representar um recurso de nutrientes pontual num ambiente aquático oligotrófico. Portanto, esse impacto pode ser significativamente potencializado. A adição de uma grande quantidade de carbono, nitrogênio e fósforo biologicamente ativos, como consequência da atividade de piscicultura intensiva, pode estimular a produção do fitoplâncton (Boers *et al.*, 1991; Kelly, 1993).

A atividade de piscicultura pode interromper o balanço ecológico do ecossistema aquático e resultar na eutrofização nas áreas onde a atividade está sendo desenvolvida (Guo & Li, 2003). Portanto, torna-se de grande valia estudar quais os impactos específicos que a atividade de piscicultura pode gerar no ambiente aquático. Essa importância torna-se ainda maior quando esse corpo d'água ainda está bem preservado e serve para o abastecimento público.

## **2. Objetivo Geral**

Estudar os efeitos da eutrofização, através da adição de nutrientes inorgânicos e da atividade de piscicultura, na qualidade da água do Reservatório de Ribeirão das Lajes.

### **2.1. Objetivos Específicos**

1. Estudar *in situ*, através de mesocosmos, os efeitos do enriquecimento artificial, por adição de nitrogênio e fósforo e os efeitos da atividade de piscicultura, através da introdução de peixes e ração, nas características físicas e químicas e na comunidade fitoplanctônica do Reservatório de Ribeirão das Lajes;
2. Colaborar para uma melhor compreensão de processos de eutrofização artificial, oferecendo subsídios para compreender os mecanismos para a remediação da perda da qualidade da água em reservatórios de usos múltiplo.

### 3. Área de Estudo

O presente estudo consistiu de um experimento realizado *in situ* no Reservatório de Ribeirão das Lajes. Este reservatório está incluído no complexo de reservatórios da Ligth (empresa de geração e distribuição de energia elétrica no Estado do Rio de Janeiro) e localiza-se ao sul do Estado do Rio de Janeiro ( $22^{\circ} 43'S$  e  $22^{\circ} 46' S$ ,  $44^{\circ} 30'W$  e  $44^{\circ} 60' W$ ) (figura 1).

A área inundada por este reservatório é de 30 a  $47,8 \text{ km}^2$ , perfazendo um volume de  $450.000.000 \text{ m}^3$  de água com 297 dias de tempo de residência e uma vazão de  $18,2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Sua bacia de drenagem é de  $305 \text{ km}^2$ . A profundidade máxima é de 40 m e a profundidade média é de 15 m. Suas águas servem para a produção de energia e contribuem com uma pequena parte do abastecimento da Cidade do Rio de Janeiro. Essa água, no entanto, não passa pelo tratamento convencional da Estação Guandú, recebendo apenas uma carga de cloro e sendo a seguir distribuída diretamente para o Rio de Janeiro e Região Metropolitana.

O Reservatório de Ribeirão das Lajes foi formado entre 1905 e 1908 e trata-se do primeiro barramento construído do Estado do Rio de Janeiro para a geração de energia elétrica.

Este reservatório é formado pela bacia do Rio Piraí, que tem seu curso invertido, e por pequenos tributários que nascem na Serra do Mar (Araújo & Santos, 2001). Uma faixa marginal ao reservatório de aproximadamente 20 km apresenta uma razoável cobertura vegetal (figura 2). A maior parte da bacia de drenagem caracteriza-se por uma ocupação rural, com predomínio da pecuária e lavoura de subsistência. A cidade de Lídice, cuja rede de drenagem atinge a bacia do

reservatório, constitui a principal fonte pontual de poluição, pelo lançamento de esgotos domésticos.

De acordo com os dados obtidos durante o desenvolvimento dos projetos “Monitoramento Ambiental no Estado do Rio de Janeiro: Bioacumulação e Biomagnificação de Metais Pesados, Micropoluentes Orgânicos e Cianotoxinas nos Reservatórios do Sistema Rio Paraíba do Sul – Rio Guandú e no Sistema Lagunar de Jacarepaguá” e “Efeitos de fatores físicos e químicos no crescimento de cianobactérias e proposição de técnicas de tratamento de água para remoção de cianobactérias e cianotoxinas”, realizados nos anos de 2002 e 2003, foi possível observar algumas características químicas, físicas e biológicas do Reservatório de Ribeirão das Lajes. As águas superficiais deste reservatório variaram de levemente ácidas a moderadamente alcalinas, sendo bem oxigenadas e apresentando valores baixos de condutividade. Em geral a transparência foi elevada com valores médios maiores que 2,0 m. O reservatório de Lajes apresentou um padrão monomítico, com circulação em julho e estratificação durante o restante do ano. A água deste reservatório apresentou-se clara com zona eufótica atingindo todo o metalimínio (10 - 12 m). As concentrações de nutrientes sugeriram ausência de limitação de fósforo e sílica e potencial para limitação por nitrogênio. A biomassa fitoplanctônica foi baixa ( chl-a média =  $2,6 \mu\text{g.L}^{-1}$  ) com diversidade de espécies elevada (Marinho *et al.*, 2003).

As águas do Reservatório de Ribeirão das Lajes estão enquadradas como de Classe Especial, de acordo com a Resolução do CONAMA 357/2005, sendo destinadas ao abastecimento doméstico sem prévia ou com simples desinfecção e à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas. A água do

reservatório é conduzida por uma adutora, passando por uma etapa de desinfecção com cloro antes de sua entrada na rede de distribuição pública.

Cabe ressaltar ainda que as águas do Reservatório de Lajes constituem uma reserva estratégica para o abastecimento público dos municípios do Rio de Janeiro, podendo suprir o Rio Guandú durante 92 dias.

No entanto, desde 2002 vêm se desenvolvendo atividades de piscicultura intensiva nas águas deste reservatório. O cultivo de peixes em reservatórios é uma prática que tem sido muito difundida nestes sistemas e tem recebido pouca atenção, mas ela pode funcionar como uma substancial fonte poluidora destes ambientes. Os peixes são normalmente cultivados em tanques-rede e seus efeitos sobre as características da água e sobre as comunidades aquáticas locais não são avaliados.

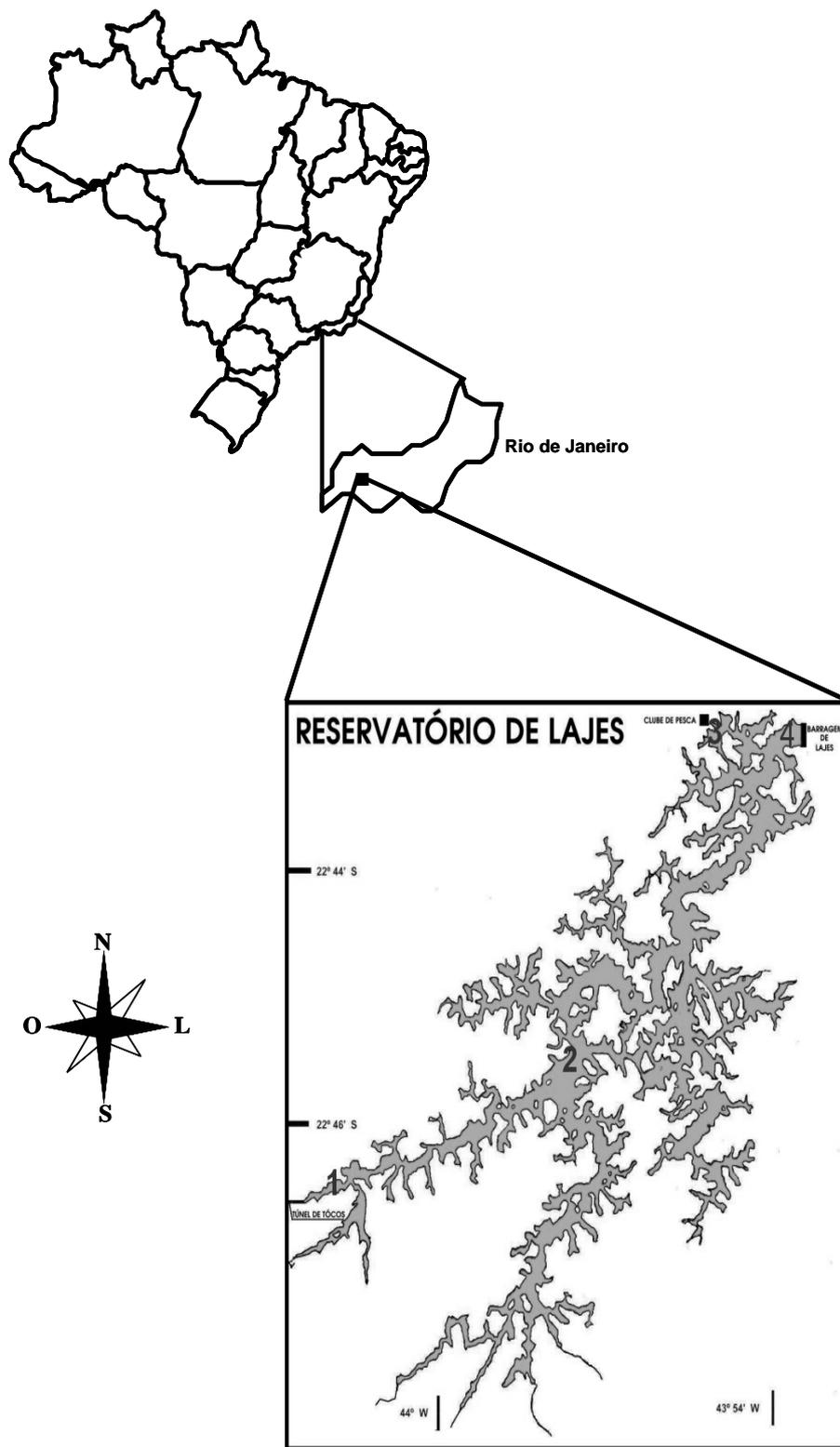


Figura 1: Mapa e localização geográfica do reservatório de Ribeirão das Lajes.



Figura 2: Vistas panorâmicas do Reservatório de Ribeirão das Lajes.

## 4. Material e Métodos

### 4.1. Montagem do experimento

O experimento foi conduzido em nove mesocosmos montados *in situ* no Reservatório de Ribeirão das Lajes, em uma região próxima à barragem (figura 3). Este local foi escolhido devido à estabilidade da superfície da água, em consequência do barramento dos ventos fortes e a proximidade com o ponto de captação de água. O reservatório apresenta cerca de 30 m de profundidade neste local. O experimento em campo foi realizado em fevereiro de 2004, com duração total de 25 dias. As características da água foram avaliadas em dias alternados até o 15<sup>o</sup> dia, sendo a última amostragem feita no 25<sup>o</sup> dia de experimento (figura 4).

Os mesocosmos foram construídos com sacos de polietileno transparente (0,2 mm de espessura), consistindo de cilindros com 1,0 m de diâmetro, 3,7 m de comprimento (alcançando toda profundidade da zona eufótica) e com capacidade de cerca de 2900 litros. Seguindo-se as recomendações listadas em Arcifa & Guagnoni (2003), estruturas suporte feitas de alumínio e bóias feitas com garrafas “pet” foram montadas para servir de suporte para os mesocosmos no reservatório (figura 5). Essa estrutura permitiu a manutenção da abertura dos tanques a 30 cm acima da superfície da água, impedindo a mistura da água interna com a externa e evitando a fuga de peixes. Os mesocosmos eram fechados no fundo, não tendo contato com o sedimento.

O enchimento dos mesocosmos foi realizado com água do reservatório, coletada descendo-se o cilindro com a abertura virada para baixo e subindo-o já com a sua abertura virada para cima englobando toda coluna d'água, conforme o esquema proposto por Arcifa & Guagnoni (2003). A montagem dos nove

mesocosmos no reservatório foi realizada em um único dia (cerca de 24 horas antes do início das amostragens). Os mesocosmos foram divididos em três grupos, cada um consistindo de um tipo de tratamento em triplicata:

- Mesocosmos controle (C) – apenas com água do reservatório, sem adição de nenhum composto;
- Mesocosmos com adição de nutrientes (NP) – foram adicionados nitrogênio na forma de nitrato (N-NO<sub>3</sub>) e amônia (N-NH<sub>4</sub>), e fósforo na forma de fosfato (P-PO<sub>4</sub>), objetivando alcançar as concentrações de 70; 1,3 e 1,2 µg.L<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>, respectivamente (aplicados diariamente até o 15<sup>o</sup> dia). As concentrações de nutrientes totais alcançadas foram 1070 µgN.L<sup>-1</sup> e 18 µgP.L<sup>-1</sup>. Essas concentrações foram escolhidas por serem as médias encontradas em um reservatório eutrofizado (Reservatório do Funil), localizado na mesma bacia do reservatório estudado;
- Mesocosmos com adição de peixes (P) – cada um recebeu 10 tilápias tailandesas, com comprimento em torno de 13 cm e peso em média de 57g. Essa densidade de peixes foi indicada por Zimmerman (1999) como sendo limite máximo para uma boa produção em piscicultura intensiva. Também foi adicionada ração para peixes (Nutripeixe TR36 - Purina) uma vez ao dia. Esta ração é extrusada, flutuante, com diâmetro entre 3 e 4 mm, destinada à alimentação de peixes com peso médio de 10 a 60g, cultivados em viveiros sob alta densidade de estocagem (tanques-rede). A quantidade de ração utilizada foi de 6% da biomassa de peixe estocada, como indicado pelo manual do criador. Entretanto, esse manual recomenda também que os peixes sejam alimentados 3 vezes por dia, o que não ocorreu durante o período experimental.



Figura 3: Vista do local de montagem do experimento no Reservatório de Ribeirão das Lajes.



Figura 4: Vista dos nove mesocosmos imersos no Reservatório de Ribeirão das Lajes, durante o experimento.

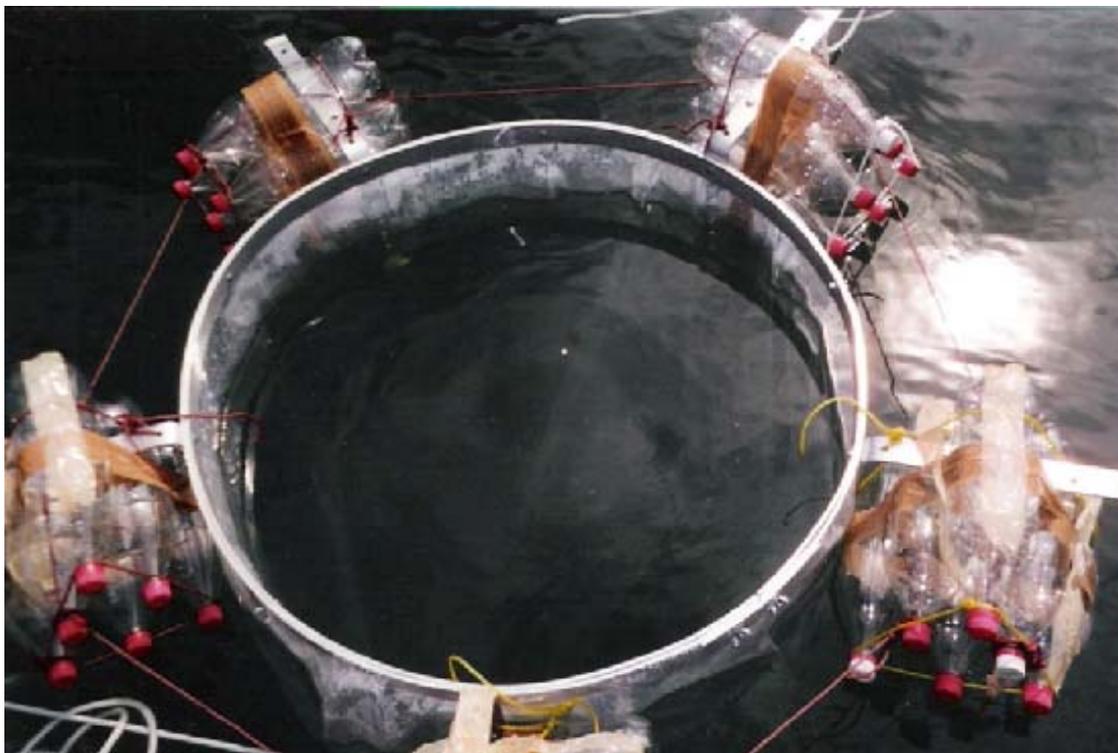


Figura 5: Detalhe de um dos mesocosmos montados no reservatório, durante o período experimental.

## **4.2. Análise da água**

Para identificação e quantificação do fitoplâncton, clorofila-a e para análises das variáveis químicas foram coletadas amostras de água de cada mesocosmo e também uma amostra de água do reservatório. Esta última foi coletada para permitir a comparação com os mesocosmos controle, buscando-se verificar os efeitos do isolamento sobre as características da água. Todas as amostras foram coletadas a cerca de 30 cm de profundidade e submetidas às mesmas análises físicas, químicas e biológicas. No entanto, antes de cada coleta, toda a coluna d'água de cada mesocosmo foi cuidadosamente homogeneizada com a ajuda do disco de Secchi. As coletas foram feitas durante o turno da manhã, em dias alternados até o 15º dia e uma última coleta foi feita após 25 dias do início do experimento.

### **4.2.1. Análise das Variáveis físicas e químicas da água**

#### **4.2.1.1. Temperatura, Condutividade elétrica, pH e Turbidez**

A temperatura, a condutividade elétrica, pH e a turbidez da água foram medidas no momento da coleta. A temperatura e condutividade elétrica foram determinadas utilizando-se de um eletrodo específico para essas variáveis (YSI modelo 30/25 FT).

Os valores de pH da água dos mesocosmos e do reservatório foram determinados através do uso de um potenciômetro portátil (Mettler Toledo – MP 120) e os valores de turbidez foram obtidos através do uso de um turbidímetro (ALFAKIT AT – 2K).

#### 4.2.1.2. Transparência

A transparência da água no reservatório e nos nove mesocosmos foi determinada através da determinação da profundidade de extinção do disco de Secchi, feita do lado sombreado do barco (Lund & Talling, 1957).

#### 4.2.1.3. Nitrogênio

Alíquotas das amostras de água foram coletadas e filtradas em filtro de fibra de vidro e os filtrados foram utilizados para determinação das concentrações dos nutrientes dissolvidos.

As concentrações de amônia, nitrito e nitrato foram determinadas através de métodos espectrofotométricos, descritos resumidamente a seguir:

A amônia (íon amônio) foi quantificada segundo Koroleff (1976). O procedimento consiste de reação do íon amônio com fenol e hipoclorito, em solução alcalina. Forma-se então o azul de indofenol através de uma reação catalisada por nitroprussiato de sódio. O valor de absorvância desta solução é proporcional á concentração de amônia presente, sendo a absorvância determinada em comprimento de onda de 630 nm.

A concentração de nitrito foi avaliada segundo Strickland & Parsons (1968). A análise é realizada em pH entre 2,0 e 2,5 e consiste da reação do nitrito com sulfamilamida diazotada. O composto formado reage em seguida com n-(1-naphtyl)-ethylenediamina dihidroclorato. Forma-se um produto azóico de cor púrpura-avermelhada, cuja absorvância é determinada a 540 nm.

As análises das concentrações de nitrato foram feitas segundo Mackereth *et al.* (1978). O nitrato foi inicialmente reduzido a nitrito, utilizando-se uma coluna de amálgama de cádmio e cobre, sendo empregado em seguida o procedimento descrito anteriormente para análise de nitrito. As análises de nitrato foram feitas com uma eficiência de redução do nitrato a nitrito de no mínimo 95%.

Subtraindo-se o resultado pela concentração de nitrito, obtém-se a concentração de nitrato da amostra.

Para determinação das concentrações de amônia, nitrito e nitrato foram utilizadas soluções padrões certificadas de cada íon (IsoSol © – solução padrão para cromatografia de íons), para a construção de suas curvas padrões.

#### **4.2.1.4. Fósforo**

O fósforo solúvel reativo e o fósforo total foram determinados pelo método descrito por Murphy & Riley (1962).

A análise do fósforo solúvel reativo (PSR) consiste da formação de um ácido complexo (ácido fosfomolibdico), a partir da reação entre fósforo e molibdato de amônio em meio ácido. Este complexo é reduzido a azul de molibdênio na presença de ácido ascórbico. A absorvância dessa solução azul é determinada em espectrofotômetro, em comprimento de onda de 885 nm.

A concentração de fósforo total foi determinada pelo mesmo procedimento, após uma digestão feita em autoclave com persulfato de potássio. A alíquota da amostra de água para análise da concentração de fósforo total não foi filtrada.

Para a determinação das concentrações de PSR e de fósforo total foi utilizada solução padrão certificada de fosfato (IsoSol – solução padrão para cromatografia de íons), para construção da curva padrão.

Para todas as análises de nutrientes foi utilizado o espectrofotômetro Shimadzu UV-VIS mini 1240.

Apesar de terem sido coletadas amostras de água em dias alternados, as concentrações de nutrientes foram analisadas apenas nas amostras dos dias 0, 3, 7, 11, 15 e 25.

#### **4.2.1.5. Razão N/P atômica**

Para o cálculo da razão N/P foram utilizados o número de átomos de nitrogênio (N) presentes na soma das concentrações de nitrito + nitrato + amônia e o número de átomos de fósforo (P) presentes nas concentrações de fósforo solúvel reativo (PSR) na água.

#### **4.2.2. Análise das Variáveis biológicas**

##### **4.2.2.1. Clorofila-a**

As amostras de água foram filtradas em campo, em filtros de fibra de vidro para análise do conteúdo de clorofila-a. Os filtros eram embrulhados em papel alumínio e mantidos congelados até o momento da análise. A concentração de clorofila-a foi determinada segundo o método espectrofotométrico de Lorenzen (1967). Esta técnica consiste da extração de clorofila retida nos filtros com acetona

90%, durante 20-24h. Realiza-se em seguida a centrifugação da amostra a 1000 g durante 10 minutos, sendo a absorbância do sobrenadante determinada em espectrofotômetro a 665 e 750nm, antes e após acidificação com solução de ácido clorídrico (HCl) 0,3 M.

#### **4.2.2.2. Comunidade fitoplanctônica**

Para as análises do fitoplâncton, as amostras de água coletadas foram acondicionadas em frascos de 500 mL e imediatamente fixadas com solução de lugol acético. Embora tenham sido coletadas amostras em dias alternados, apenas as amostras do primeiro, décimo quinto e vigésimo quinto dias foram analisadas.

As populações fitoplanctônicas foram identificadas, sempre que possível, em nível de espécie. A densidade total da comunidade fitoplanctônica ( $\text{ind.mL}^{-1}$ ) foi estimada segundo Utermöhl (1958). Os indivíduos (células, colônias, cenóbios, filamentos) foram enumerados em campos aleatórios (Uhelinger, 1964), em número suficiente para alcançar 100 indivíduos da espécie mais freqüente, sendo o erro inferior a 20%, a um coeficiente de confiança de 95%. A diversidade específica ( $H'$ ) foi estimada pelo Índice de Shannon & Wiener (Shannon & Weaver, 1963). As espécies dominantes foram definidas como aquelas que contribuíram com mais de 10% para a densidade total. A análise dos grupos funcionais foi definida de acordo com Reynolds *et al.*, 2002.

Esta etapa do trabalho foi feita em colaboração com a Prof<sup>a</sup>. Dra. Vera Lúcia M. Huszar e a doutoranda Maria Carolina Soares, do Depto. de Botânica do Museu Nacional/UFRJ.

### 4.3. Análise Estatística

Para testar se as variáveis ambientais e os índices ecológicos (riqueza e diversidade) se diferenciaram entre os tratamentos foi utilizado o modelo de análise de variância, com medidas repetidas no tempo (“Repeated-measures ANOVA”). As variações que apresentaram diferenças significativas foram submetidas ao teste de comparação múltipla de Tukey. As variáveis nitrato, amônia, fósforo solúvel reativo, fósforo total, razão N/P, clorofila-a e densidade fitoplanctônica foram transformadas logaritmando seus valores. Estas análises foram feitas utilizando o programa STATISTICA™.

## 5. Resultados e Discussão

### 5.1. Variáveis Físicas e Químicas da água

#### 5.1.1. Temperatura

A temperatura da água no reservatório, nos mesocosmos controle e nos mesocosmos com adição de nutrientes apresentou o mesmo padrão de variação, porém, sempre elevada, como esperado para o período de verão nas regiões tropicais. Do primeiro ao sétimo dia de experimento, a temperatura da água diminuiu significativamente ( $p < 0,05$ ), em média de 29,2 para 27,4 °C. Essa redução da temperatura da água foi provocada pela entrada de uma frente fria após o primeiro dia de experimento. A partir de então, a temperatura da água manteve-se estável até o décimo quinto dia, voltando a diminuir no último dia de experimento ( $p < 0,005$ ) (figura 6). Estes resultados indicaram que o isolamento da água e a adição de nutrientes não influenciaram nas condições térmicas da água.

Nos mesocosmos contendo peixes, a temperatura da água aumentou significativamente ( $p < 0,001$ ) a partir do nono dia amostral e permaneceu com valores elevados até o décimo quinto dia (média de 28,1°C), também voltando a diminuir no vigésimo quinto dia. Tal resultado indicou que a presença de peixes mais a ração levou a um pequeno aumento (aproximadamente 1°C) da temperatura da água.

Esse aumento de temperatura pode ter sido recorrente do aumento da atividade bacteriana no sistema, mas esta hipótese não pode ser comprovada porque não foi feita análise do bacterioplâncton. A própria atividade metabólica dos

peixes também pode ter sido a causa do aumento de temperatura da água nestes mesocosmos.

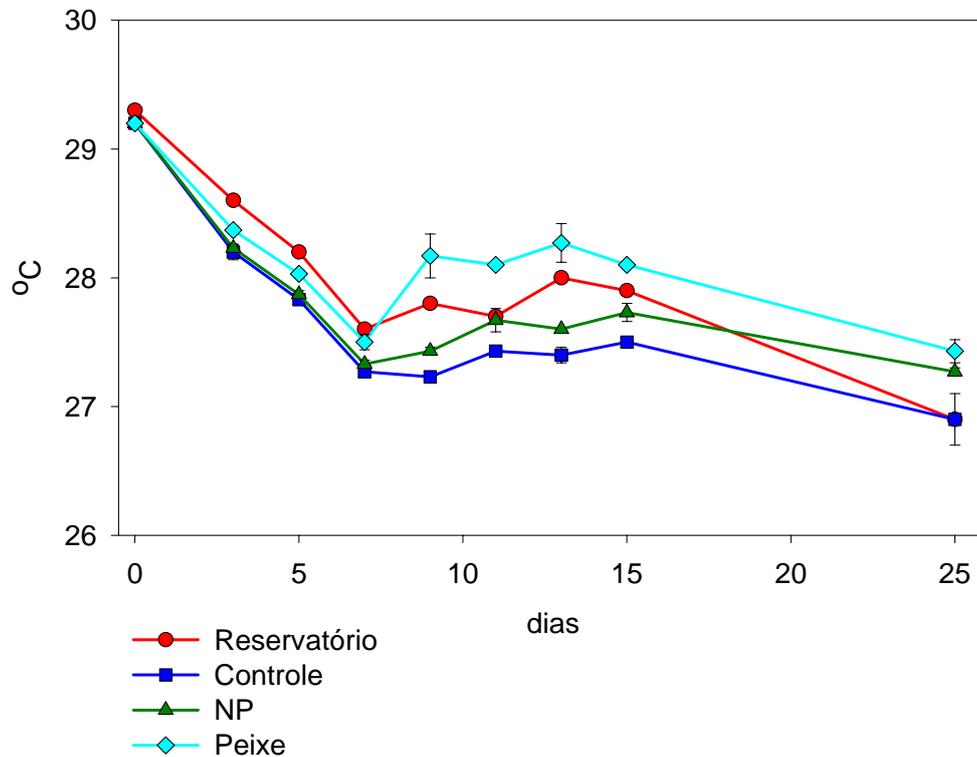


Figura 6: Variação da temperatura da água nos mesocosmos e no reservatório durante todo o período experimental.

A temperatura é um dos principais fatores que influenciam as taxas de crescimento do fitoplâncton. Os organismos fitoplanctônicos exibem uma relação entre a temperatura e a sua atividade biológica, pelo aumento da taxa de crescimento com o aumento da temperatura, até uma temperatura ótima e depois com a taxa de crescimento diminuindo abruptamente, até chegar a zero (Darley, 1982). No entanto, o aumento da temperatura nos mesocosmos contendo peixes, possivelmente, não foi suficiente para favorecer o crescimento algal.

A temperatura da água também pode influenciar as taxas metabólicas dos peixes, regulando seus requerimentos energéticos e, como consequência, seu consumo de alimento (Jezierska, 1979). As temperaturas elevadas também podem aumentar as taxas de excreção de amônia (Iwakuma *et al.*, 1990) e a ciclagem de fósforo (Anderson *et al.*, 1988) pelos peixes, promovendo um aumento do estado trófico do sistema.

### 5.1.2. Condutividade elétrica

A condutividade elétrica é uma medida indireta das concentrações de íons na água (Esteves, 1988).

Os valores de condutividade elétrica da água foram semelhantes no reservatório e nos mesocosmos controles. Sendo assim, pode-se afirmar que o isolamento da água não afetou a condutividade elétrica da mesma. Esta variável se manteve estável nos mesocosmos controles e no reservatório ao longo de todo o período experimental, com valores em torno de  $28,4 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (figura 7).

Nos mesocosmos com adição de nutrientes, a condutividade elétrica da água aumentou significativamente a partir do sétimo dia de experimento ( $p < 0,05$ ). A sua variação foi de  $28,8 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  no primeiro dia a  $38,5 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  no último dia amostral. O mesmo processo ocorreu, mais rápido e intensamente, nos mesocosmos contendo tilápias (a partir do quinto dia experimental -  $p < 0,001$ ) e seus valores de condutividade alcançaram  $55,9 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , no vigésimo quinto dia (figura 7).

Em estudo realizado por Starling & Rocha (1990) foi observado aumento da condutividade em tanques contendo peixes (*Tilapia rendalli*, *Lepomis macrochirus* e *Colossoma macropomum*) exibidos durante parte do seu período de estudo.

Figueredo (2000) também observou o aumento da condutividade elétrica da água nos mesocosmos contendo *Oreochomis niloticus*.

No presente estudo, a adição de nutrientes inorgânicos dissolvidos, a ração oferecida para os peixes, assim como, a excreção de íons pelos mesmos parece ter sido as causas do aumento da condutividade elétrica da água. O principal problema é que muitos destes íons são nutrientes para os produtores primários e permitem o desenvolvimento do fitoplâncton.

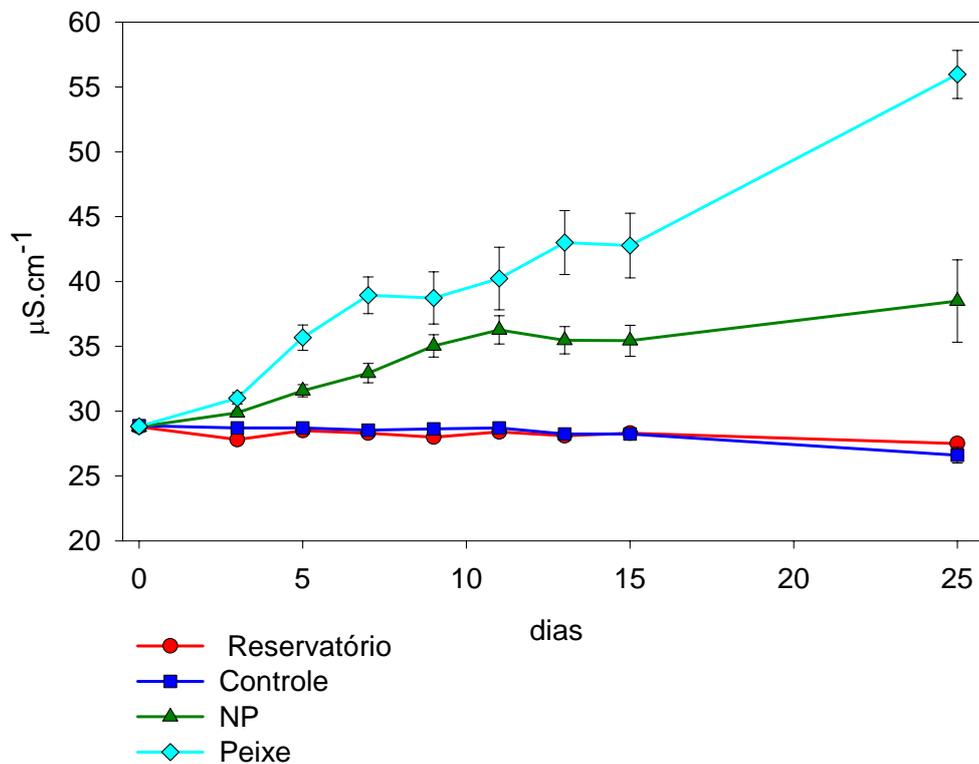


Figura 7: Variação dos valores de condutividade elétrica da água nos mesocosmos e no reservatório, ao longo do período experimental.

### 5.1.3. pH

Os valores de pH da água no reservatório e nos nove mesocosmos apresentaram um padrão de aumento durante a realização do experimento. As médias de pH variaram de aproximadamente neutro (6,5), inicialmente, à levemente alcalino (8,4) no final do estudo.

Os mesocosmos contendo peixes tiveram diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) em relação ao controle, a partir do décimo terceiro dia de experimento (figura 8).

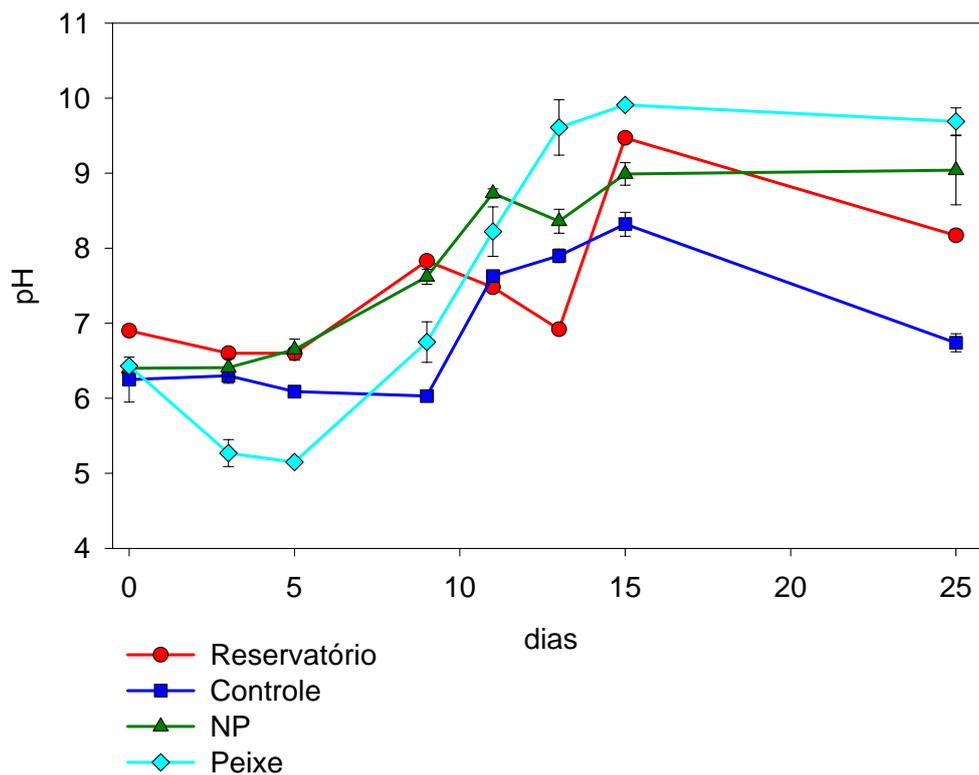


Figura 8: Variação dos valores de pH da água nos mesocosmos e no reservatório durante todo o período experimental.

Sabe-se que a dissolução do CO<sub>2</sub> na água promove a formação de ácido carbônico (H<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>), o qual rapidamente se dissocia em íons hidrogênio (H<sup>+</sup>) e bicarbonato (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>) e carbonato (CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>) (Ricklefs, 1996). Portanto, a concentração de CO<sub>2</sub> na água pode influenciar indiretamente o valor de pH. Muitas espécies de fitoplâncton não têm habilidade para usar HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> diretamente (Beardall, 1985; Riebesell *et al.*, 1993). Além disso, dentre aquelas que conseguem usar o bicarbonato, a literatura sugere que a absorção de CO<sub>2</sub> pode ser 1000 vezes mais eficiente que a absorção de HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> (Maberly & Spence, 1983).

Considerando a variação temporal em que as alterações nos valores de pH aconteceram nos mesocosmos com peixes, foi possível identificar um padrão de diminuição inicial seguido de aumento até o final do experimento. Este padrão é, em parte, resultante da relação entre os valores de pH e as concentrações de CO<sub>2</sub> na água. Durante o início dos experimentos, a liberação deste gás pelas tilápias parece ter sido maior que o seu consumo pela pequena biomassa fitoplanctônica, resultando na diminuição dos valores de pH. Os aumentos da biomassa algal, propiciados pelo aporte de nutrientes provenientes das atividades metabólicas dos peixes e pela decomposição da ração podem ter desviado este balanço em direção a um maior consumo de CO<sub>2</sub>, em relação a sua produção, aumentando os valores de pH. Starling & Rocha (1990) e Figueredo (2000) também observaram aumentos do pH em tanques com peixes, durante parte do período estudado e associaram este aumento a uma maior absorção de CO<sub>2</sub> pelo fitoplâncton, que exibiu aumento de densidade.

Embora a concentração de amônia tenha sido elevada em direção ao final do experimento, isto não refletiu nos valores de pH. Uma vez que a tendência seria diminuir os valores de pH, com o aumento da concentração de amônia (ver fig. 10).

Cabe ressaltar ainda, que esse padrão de variação dos valores de pH foi observado no período da manhã, o que não significa que no período noturno observaríamos esta mesma variação, uma vez que o processo fotossintético não estaria ocorrendo.

#### **5.1.4. Transparência e turbidez da água**

Nos mesocosmos contendo peixes, a transparência da água foi reduzida significativamente ( $p < 0,05$ ), a partir do terceiro dia experimental. O valor de transparência da água nestes mesocosmos chegou a atingir 0,2 metros nos últimos dias amostrais (figura 9a), enquanto nos controles, manteve-se com média de 3,3 m. Isto demonstra que a presença dos peixes afetou expressivamente a transparência da água. Nos mesocosmos com adição de nutrientes, uma diferença significativa do valor de transparência da água ocorreu apenas no vigésimo quinto dia de estudo ( $p = 0,0002$ ).

A transparência da água manteve um padrão de variação semelhante entre o reservatório e o controle, exceto no décimo quinto dia, em que a transparência da água do reservatório diferiu do controle em aproximadamente 2,0 m de profundidade ( $p < 0,0005$ ) (figura 9a). Esta variação pode ter sido provocada pela diferença do horário da coleta nos controles e no reservatório e pela chegada de grande nebulosidade no momento da coleta de água do reservatório, nesta data.

Não houve diferença significativa ( $p > 0,05$ ) entre a turbidez da água dos mesocosmos controles e dos mesocosmos com adição de nutrientes e entre estes e o reservatório. No entanto, a turbidez da água dos mesocosmos contendo peixes aumentou significativamente ( $p < 0,05$ ), a partir do nono dia experimental (figura 9b).

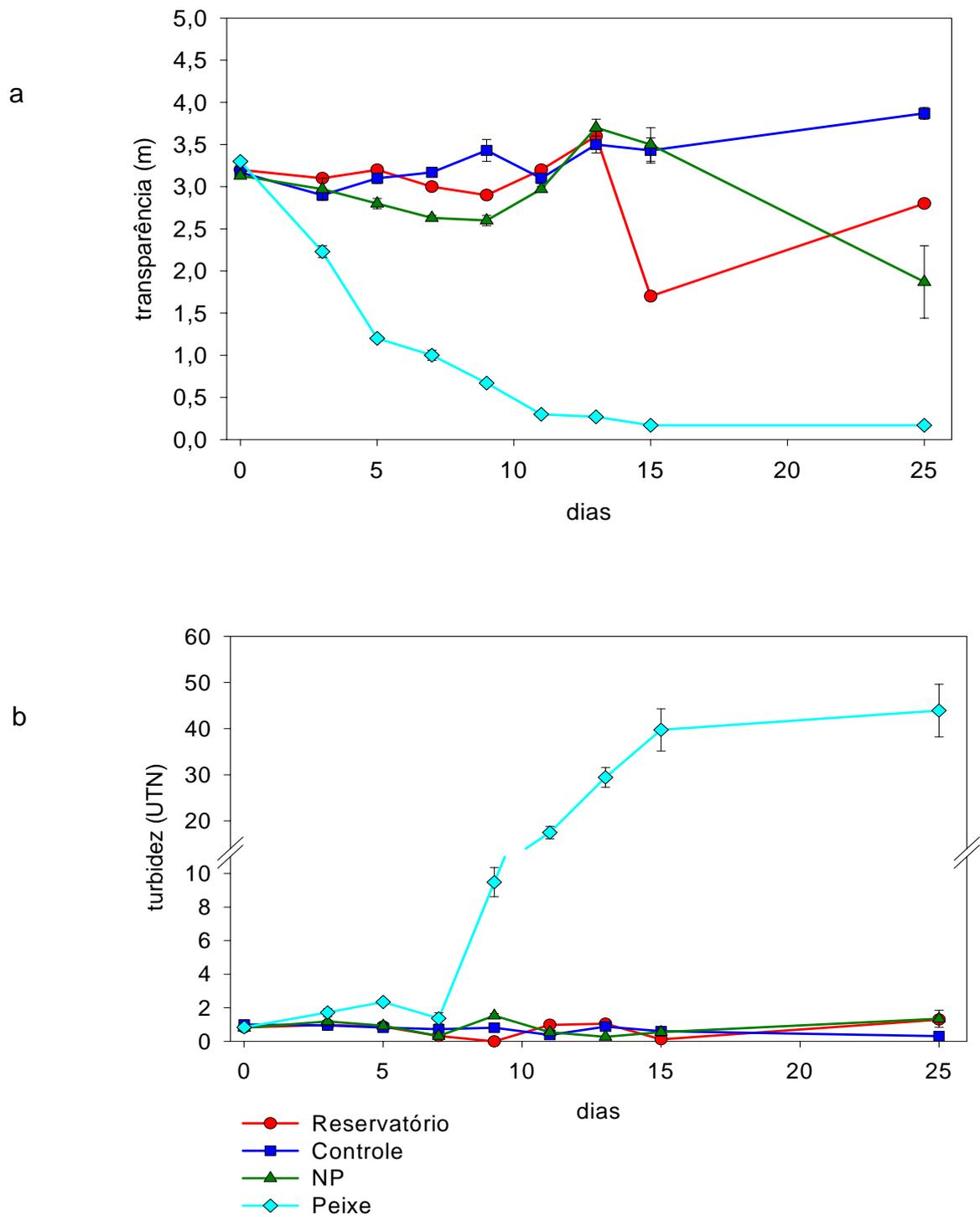


Figura 9: Variação dos valores de transparência (a) e turbidez (b) da água nos mesocosmos e no reservatório ao longo do período experimental.

Os valores de turbidez da água nos mesocosmos com peixes variaram de 0,84 UTN no início do experimento à 43,90 UTN no último dia, enquanto os valores de turbidez das águas do reservatório, dos controles e dos mesocosmos com nutrientes não passaram de 1,29 UTN.

A comparação entre os tratamentos mostrou que os peixes, e a sua dieta e a adição de nutrientes causaram a diminuição da transparência da água. A redução da transparência em mesocosmos experimentais contendo peixes é citada em vários estudos (Starling & Rocha, 1990; Kurmayer & Wanzenböck, 1996; Drenner *et al.*, 1998; Figueredo, 2000; Radke & Kahl, 2002).

A transparência da água pode ser considerada o oposto da turbidez. Os aumentos da turbidez provocados por peixes são geralmente atribuídos à ressuspensão de sedimentos e crescimento algal excessivo (Drenner *et al.*, 1984; Starling & Rocha, 1990). Como não houve interação entre as tilápias e o sedimento, provavelmente, a redução da transparência e o aumento da turbidez nos mesocosmos contendo tilápias está relacionada ao crescimento algal (ver subitem 5.2.2) e a suspensão de partículas fecais eliminadas por estes peixes, além da matéria orgânica proveniente da ração. Nos mesocosmos com adição de nitrogênio e fósforo a redução da transparência da água indicaria um pequeno aumento da biomassa fitoplanctônica

### 5.1.5. Nitrogênio

**Amônia** - O isolamento da água não afetou a concentração de amônia ao longo do experimento. As concentrações de amônia na água do reservatório e do controle sofreram variações semelhantes durante todo o período experimental. Entretanto, um importante efeito sobre a concentração deste íon foi registrado nos mesocosmos com adição dos peixes. Nestes mesocosmos, as concentrações de amônia aumentaram significativamente ( $p < 0,05$ ), chegando a  $428,2 \mu\text{g.L}^{-1}$ , no sétimo dia amostral, seguindo de um decréscimo contínuo até o fim do período experimental, voltando a alcançar níveis estatisticamente iguais aos do controle (figura 10).

As concentrações de amônia da água dos mesocosmos com adição de nutrientes diferenciaram-se do controle apenas a partir do décimo primeiro dia ( $p < 0,05$ ). Houve um rápido aumento das concentrações de amônia, seguido de um declínio, chegando novamente a valores próximos ao da água do reservatório. Esse aumento parece resultar do acúmulo da adição desse nutriente nos mesocosmos. A redução da concentração de amônia no final do experimento pode ser vista como resultado do cancelamento da adição deste nutriente e do consumo do mesmo pelo fitoplâncton, uma vez que a biomassa fitoplanctônica nos mesocosmos com adição de nutrientes foi mais elevada apenas no último dia de experimento (ver subitem 5.2.2 e figura 16a).

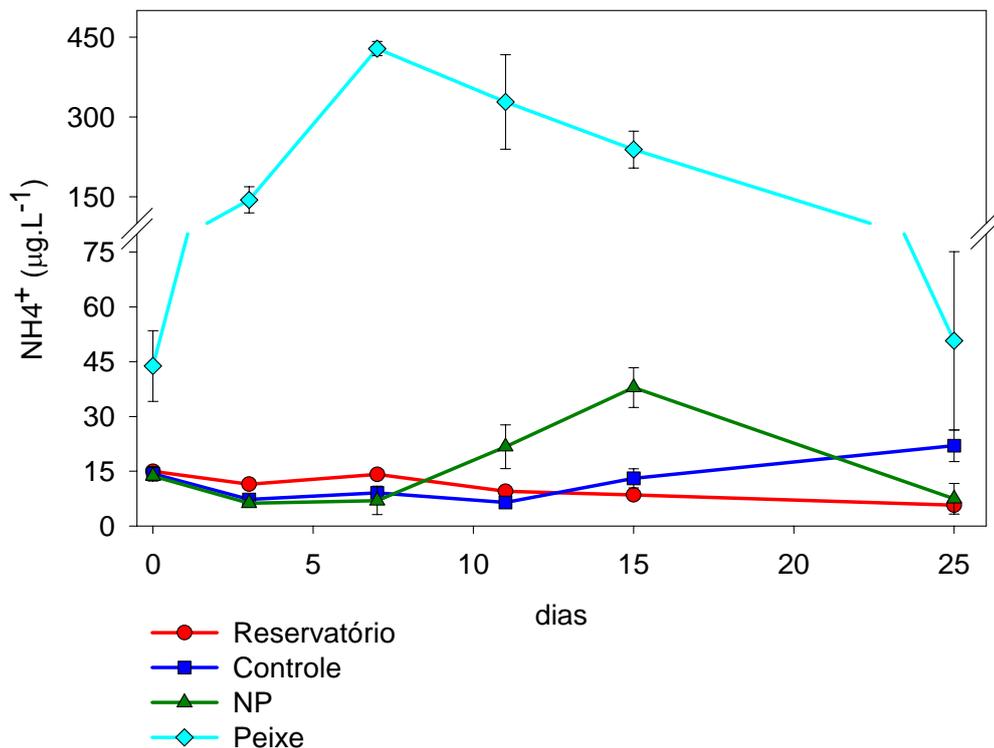


Figura 10: Variação da concentração de amônia na água do reservatório e dos mesocosmos ao longo de todo o período experimental.

Os mesocosmos contendo tilápias também exibiram aumentos e quedas significativas nas concentrações de amônia. Essas variações parecem resultar das interações entre as tilápias mais a adição da ração e o fitoplâncton. O aumento da concentração de amônia nestes mesocosmos está relacionado com o fato deste íon ser o principal produto da degradação de proteínas pelos peixes. Os peixes digerem as proteínas de seus alimentos e excretam amônia através de suas guelras e fezes (Durborow *et al.*, 1997). As maiores concentrações de amônia podem ter causado um crescimento algal nos mesocosmos com adição de tilápias (ver figura 16a e b). No entanto, este desenvolvimento do fitoplâncton atingiu níveis em que o consumo

de amônia parece ter se tornado maior que a liberação pelas tilápias, resultando na diminuição das concentrações deste íon ao final do experimento. Wetzel (1983) cita que produtores primários são capazes de influenciar as concentrações de amônia na água através do seu consumo. As menores concentrações de amônia observadas após o décimo quinto dia, possivelmente resultaram do fato de que as tilápias pararam de ser alimentadas, ou seja, o grande aporte externo de amônia (através da ração) foi cessado. Entretanto, as tilápias continuaram excretando amônia e o consumo deste íon pelo fitoplâncton continuou acontecendo.

**Nitrito** - No controle, a concentração de nitrito se manteve estável durante todo período de estudo ( $p > 0,05$ ). No entanto, nos mesocosmos em que foram adicionados nutrientes e nos que foram adicionados peixes, a concentração de nitrito sofreu um pequeno aumento durante o experimento ( $p < 0,0005$ ). O nitrito se diferenciou do controle, a partir do sétimo dia, nos mesocosmos com adição de nutrientes, enquanto nos mesocosmos com peixes essa diferença foi registrada apenas a partir do décimo primeiro dia (figura 11).

A pequena diferenciação nas concentrações de nitrito entre os diferentes tratamentos é decorrente da instabilidade deste íon. McCarthy (1980) cita a facilidade de conversão de nitrito em amônia ou nitrato e a dificuldade deste íon se acumular nos sistemas. No entanto, pequenos aumentos das concentrações de nitrito foram observados nos mesocosmos com adição de nutrientes e de peixes ao longo do experimento.

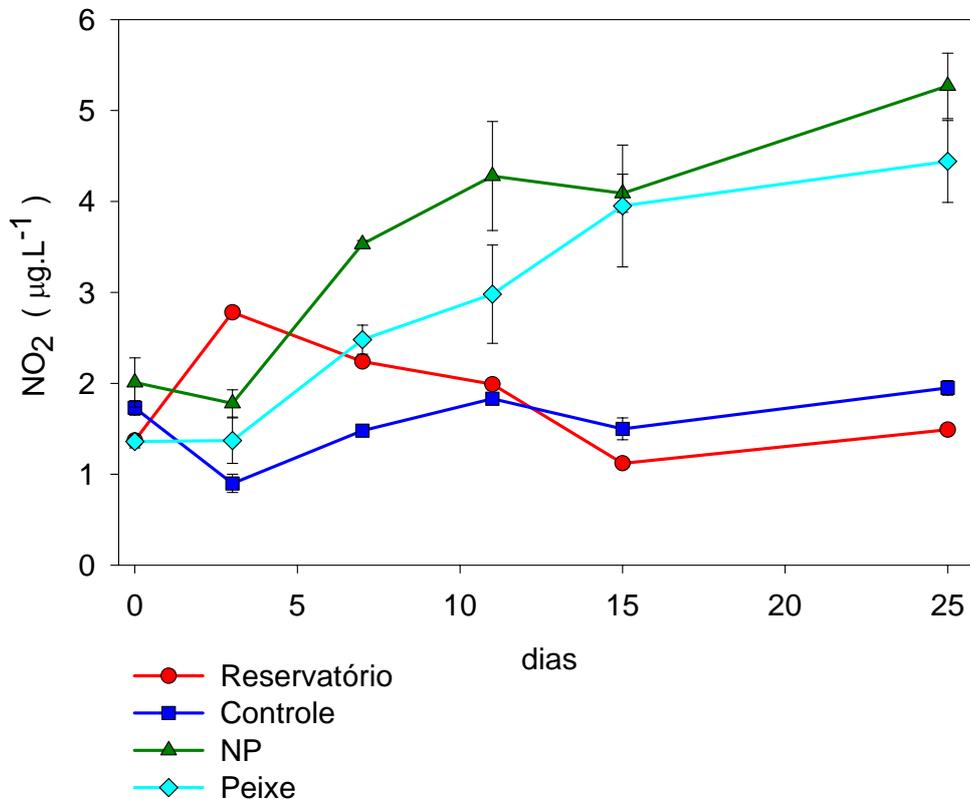


Figura 11: Variação das concentrações de nitrito na água do reservatório e dos mesocosmos ao longo do período experimental.

**Nitrato** - As concentrações de nitrato não sofreram variações diferenciadas entre o reservatório e o controle, durante todo o período de estudo. Entretanto, o nitrato aumentou significativamente nos mesocosmos com adição de nutrientes ( $p < 0,05$ ). Os seus valores foram aumentados progressivamente do primeiro ao décimo primeiro dia (variando de 60,44 a 707,16  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ), seguido de um contínuo decréscimo até o último dia de experimento (os valores reduziram à 432,30  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ).

A presença das tilápias não afetou significativamente ( $p > 0,5$ ) as concentrações de nitrato em nenhum dos tempos amostrais, quando comparadas ao

controle. Os valores de nitrato nesses mesocosmos variaram de 1,95 a 22,30  $\mu\text{g.L}^{-1}$  (figura 12).

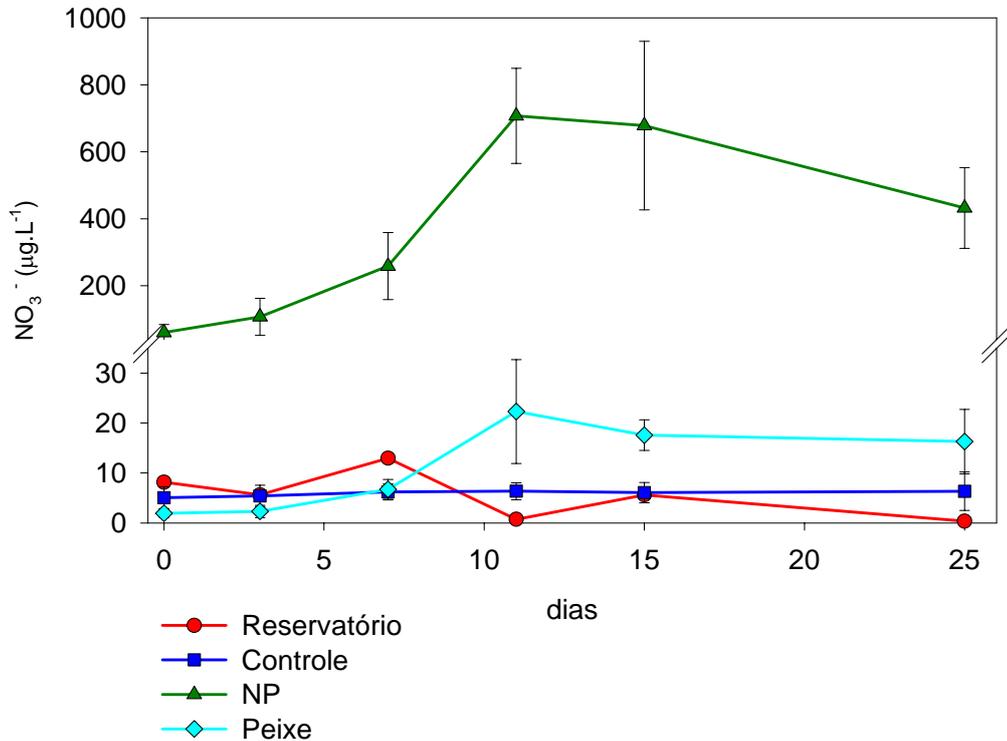


Figura 12: Variação das concentrações de nitrato na água do reservatório e nos mesocosmos ao longo de todo o período experimental.

Apenas nos mesocosmos com adição de nutrientes houve um aumento significativo das concentrações de nitrato. Apesar das algas serem capazes de assimilar tanto amônia quanto nitrato, como fontes inorgânicas de nitrogênio (Karjalainen *et al.*, 1998), não foi observado nenhum aumento significativo da biomassa fitoplanctônica ao longo do período experimental, nestes mesocosmos (ver figura 16a). No entanto, é sabido que a amônia é preferencialmente utilizada pelo

fitoplâncton devido às vantagens energéticas (McCarthy *et al.*, 1982; Miyazaki *et al.*, 1989; Mallet *et al.*, 1998), uma vez que o nitrato tem que ser reduzido a amônia para ser assimilado pelas células (Wetzel 1983; Reynolds, 1984). Acredita-se que mesmo com concentrações altas de nitrato, o desenvolvimento fitoplanctônico nos mesocosmos com adição de nutrientes não ocorreu devido à limitação por outros fatores, possivelmente a limitação por fósforo.

#### 5.1.6. Fósforo

**Fósforo Solúvel Reativo (PSR)** - De maneira geral, as concentrações de PSR nos mesocosmos controles e nos mesocosmos com adição de nutrientes permaneceram semelhantes as do reservatório, durante todo o experimento, com média em torno de  $4,81 \mu\text{g.L}^{-1}$ . Uma exceção foi observada no último dia amostral, quando os valores de PSR no controle foram significativamente ( $p < 0,05$ ) elevados ( $15,60 \mu\text{g.L}^{-1}$ ) (figura 13).

Nos mesocosmos contendo tilápias, as concentrações de PSR foram rapidamente elevadas (já no sétimo dia), seguida de uma diminuição gradual até o último dia de estudo. No entanto, os valores finais se mantiveram superiores àqueles registrados nos mesocosmos controles. Os valores de PSR nos mesocosmos contendo peixes variaram em média de  $3,59 \mu\text{g.L}^{-1}$  no primeiro dia, alcançaram valores de  $127,73 \mu\text{g.L}^{-1}$  no sétimo dia e reduziram-se para  $51,42 \mu\text{g.L}^{-1}$  no último dia (figura 13).

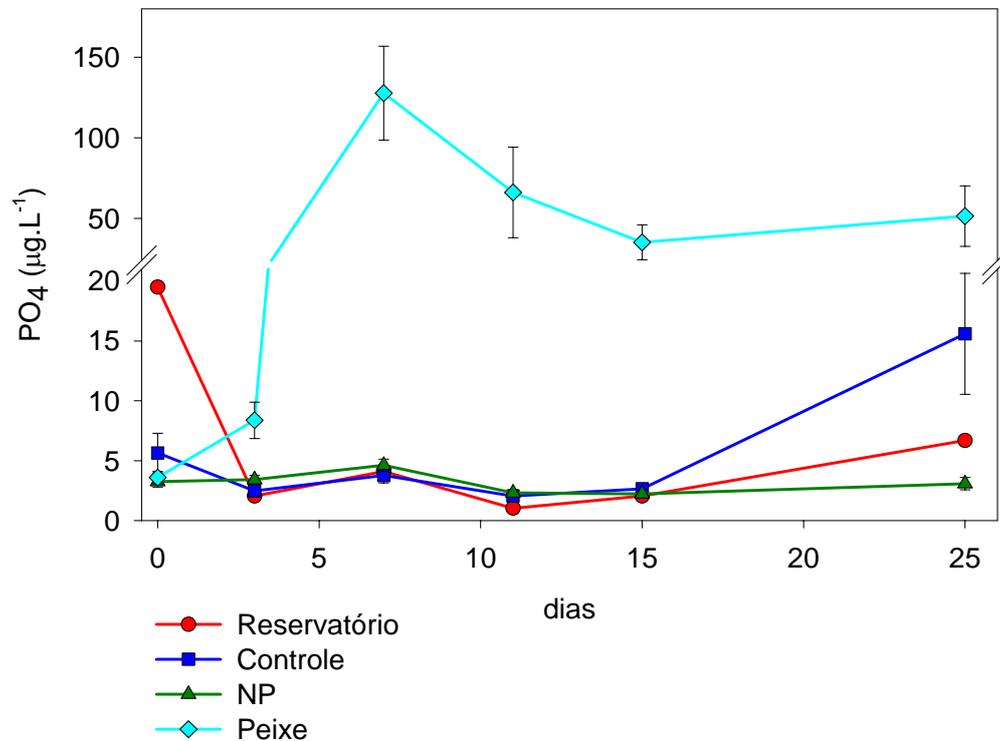


Figura 13: Variação das concentrações de PSR na água do reservatório e nos mesocosmos ao longo de todo o período experimental.

**Fósforo Total (PT)** - A concentração de fósforo total permaneceu aproximadamente constante no reservatório e nos controles, durante todo o período de estudo.

Os mesocosmos contendo peixes exibiram um acréscimo significativo ( $p < 0,001$ ) nas concentrações de fósforo total, a partir do terceiro dia amostral. Seus valores variaram de 10,36 a 597,34  $\mu g \cdot L^{-1}$ , do primeiro ao décimo primeiro dia, respectivamente. A partir de então, os valores de fósforo total começaram a diminuir

(chegando a  $313,83 \mu\text{g.L}^{-1}$ ), no entanto, esses valores se mantiveram significativamente ( $p < 0,05$ ) superiores àqueles registrados nos controles (figura 14).

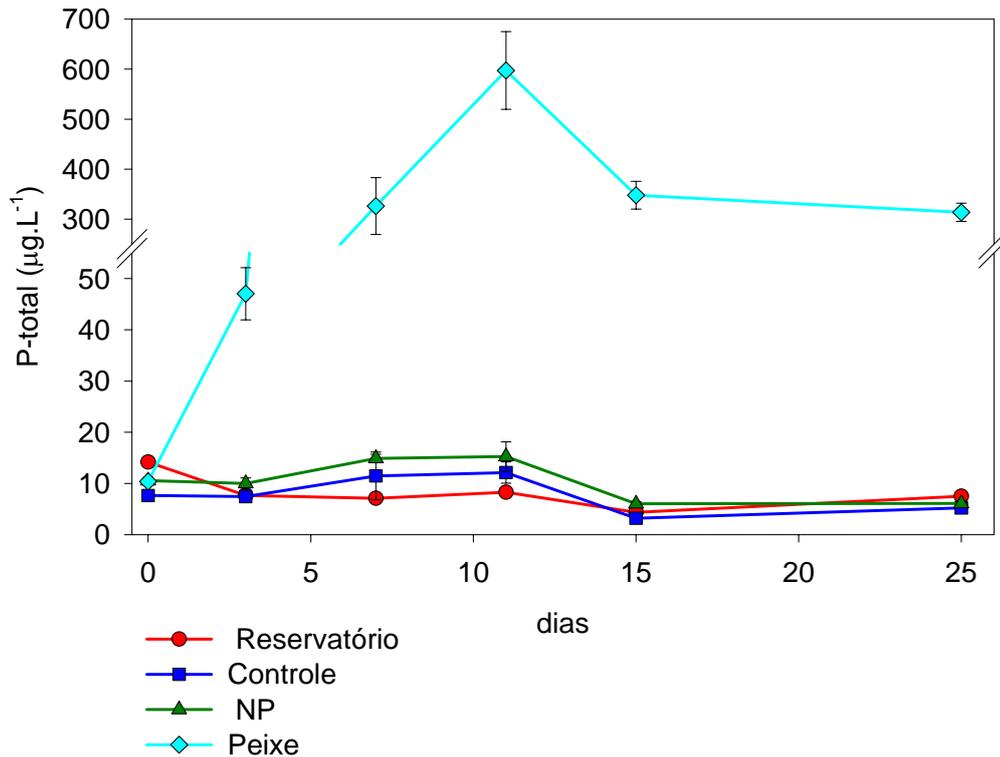


Figura 14: Variação das concentrações de P-total na água do reservatório e nos mesocosmos ao longo de todo o período experimental.

As concentrações de PSR foram sempre baixas no Reservatório de Lajes, nos mesocosmos controles e nos mesocosmos com adição de nutrientes, durante todo o experimento. Nestes últimos a adição de fosfato não foi suficiente para elevar a concentração de PSR. Blomqvist (2001), também não conseguiu observar aumento das concentrações de PSR, em experimentos de enriquecimento por nutrientes na lagoa de Njupfatet, na Suécia. Elser *et al.* (1990) sugerem que a

adição de um nutriente em excesso pode promover a limitação de outro com o tempo de experimento. Baixas concentrações de PSR são comuns em muitos ambientes lênticos, exceto nos mais eutróficos, e geralmente decorrem do rápido consumo de fósforo pelas comunidades aquáticas (Reynolds, 1984; Esteves, 1988).

Os baixos valores de P-total na água do Reservatório de Ribeirão das Lajes indicam escassez deste nutriente também em sua forma orgânica.

A concentração de PSR tem sido determinada e relacionada com o crescimento do fitoplâncton, porque esta fração do fósforo total está diretamente disponível para ser absorvida. Entretanto, já foi demonstrado que a reciclagem das moléculas de fosfato dentro da comunidade fitoplanctônica é extremamente rápida, (de 5 a 100 minutos) e que o fosfato liberado pela degradação de substâncias orgânicas é reabsorvido por bactérias e algas (Wetzel, 1983). Acredita-se que nos mesocosmos com adição de nutrientes, o fósforo adicionado foi consumido rapidamente pelo bacterioplâncton ou pelo perifíton, que foi observado macroscopicamente pela presença de um biofilme aderido na superfície interna dos mesocosmos, pois o aumento de biomassa fitoplanctônica não foi observado (ver figura 16 a).

O fato das algas consumirem o fósforo solúvel em taxas muito altas e poderem assimilar uma maior quantidade do que elas realmente necessitam (Wetzel, 1983), levam as medidas de PSR a uma ineficiência em avaliar a disponibilidade de fósforo no sistema (Reynolds, 1984). Nestes casos, os estudos das variações dos valores de P-total podem se tornar mais importantes. No presente estudo, tanto as concentrações de PSR quanto de P-total aumentaram significativamente durante o experimento nos mesocosmos com adição de tilápias.

De acordo com Starling (1998) *apud* Figueredo (2000), as tilápias apresentam altas taxas de excreção de PSR. Os peixes podem influenciar no ciclo do fósforo de duas maneiras: atuando como fonte de nutrientes, liberando íons para a coluna d'água ou atuando como estoque, acumulando nutrientes em seus tecidos (Anderson *et al.*, 1988; Threlkeld, 1988; Kraft, 1992). Os peixes liberam fósforo para a coluna d'água revolvendo o sedimento ou pelo resultado das atividades metabólicas (excreção e defecação) (Mazumder *et al.*, 1988, 1989; Havens, 1993, Nicholls *et al.*, 1996). A principal forma de fósforo excretada por peixes é o PSR (Braband *et al.*, 1990). Contudo, os altos valores de PSR observados nos mesocosmos contendo peixes podem também ser associados ao processo metabólico da ração pelas tilápias (excreção e defecção). A alta disponibilidade de PSR, assim como de nitrogênio amoniacal, foi um dos fatores que permitiu o aumento da biomassa e densidade fitoplactônica nos mesocosmos contendo tilápias (ver figura 16a e b).

#### **5.1.7. Razão N/P atômica**

As razões atômicas N/P no reservatório, no controle e nos mesocosmos com peixes sofreram variações semelhantes ao longo do experimento. Entretanto, nos mesocosmos com adição de nutrientes, diferenças significativas foram registradas a partir do sétimo dia amostral ( $p < 0,005$ ). Nestes mesocosmos, a razão N/P aumentou significativamente até o décimo primeiro dia, chegando ao valor de 316,9. No final do experimento houve uma pequena redução ficando o valor da razão N/P igual a 167,0 (figura 15).

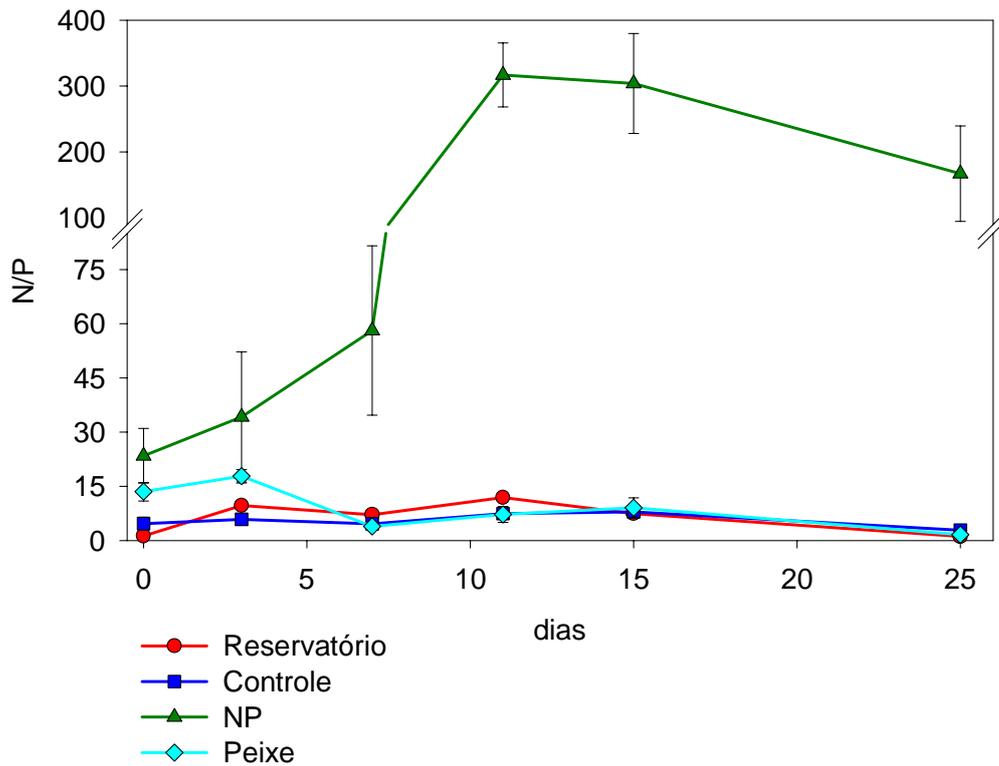


Figura 15: Variação da razão N/P na água do reservatório e nos mesocosmos ao longo de todo o período experimental.

As altas razões N/P observadas nos mesocosmos com adição de nutrientes foram resultado da alta disponibilidade de nitrogênio dissolvido na forma de nitrato e baixas concentrações de PSR. Nos mesocosmos com adição de peixes as altas concentrações de nitrogênio dissolvido (amônia) foram acompanhadas de elevados valores de PSR, resultando em razões N/P mais baixas. No Reservatório de Ribeirão das Lajes, baixas concentrações de nitrogênio e fósforo resultaram em baixas razões N/P.

Bulgakov & Levich (1999) citam a razão N/P como um fator regulador da estrutura da comunidade fitoplanctônica. Segundo estes autores, a concentração

absoluta do recurso (neste estudo, N e P) determinaria a biomassa total e as razões desses recursos (neste estudo razões, N/P dissolvidos) determinariam a biomassa relativa de uma espécie individualmente na comunidade. No presente estudo, a alta disponibilidade de nitrogênio e fósforo resultou no aumento de biomassa fitoplanctônica, como pode ser observado nas figuras 16a e b. No entanto, as razões N/P nada influenciaram na estrutura da comunidade fitoplanctônica, pois mudanças na composição das espécies foram observadas tanto no mesocosmos com adição de nutrientes, onde a razão N/P foi alta, quanto nos mesocosmos contendo peixes, onde a razão N/P esteve baixa.

Reynolds (1999) sugere que mais do que um único fator influencia a composição de uma comunidade fitoplanctônica e que é importante considerar o inóculo da comunidade fitoplanctônica e, principalmente, reconhecer que espécies diferentes têm requerimentos por recursos distintos. No entanto, alguns autores insistem em assumir que baixas razões N/P favorecem o crescimento de cianobactérias (Smith, 1983; Pick & Lean, 1987; McQueen & Lean, 1987; Haarhoff *et al.*, 1992; Michard *et al.*, 1996).

No presente estudo, os mesocosmos contendo peixes apresentaram razões N/P dissolvidos bastante próximas das encontradas no reservatório, tendo ambas sido baixas. Entretanto, as cianobactérias dominaram no reservatório, enquanto nos mesocosmos contendo peixes, as clorofíceas é que foram dominantes. Pearl *et al.* (2001) sugerem que o papel da razão N/P é menos aplicado em sistemas muito eutrofizados, onde o nitrogênio e o fósforo são liberados em larga escala e a entrada desses nutrientes excede a capacidade de assimilação pelo fitoplâncton.

## 5.2. Variáveis Biológicas

### 5.2.1. Composição e Riqueza das espécies

A análise da composição da comunidade fitoplanctônica em todas os tratamentos e no reservatório permitiu a identificação de 91 táxons, distribuídos em 7 classes taxonômicas. Desse total, 44 foram identificadas em nível específico e infraespecífico (41 espécies e 3 variedades), além de 37 táxons identificados em nível genérico e 10 listados em suas respectivas classes (Apêndice A).

As classes mais representativas, em número de espécies, em todas as condições experimentais e no reservatório foram Chlorophyceae (54%), Zynematophyceae (20%), Cyanobacteria (10%) e Bacillariophyceae (9%). Estiveram ainda representadas, as classes Chrysophyceae (4%), Cryptophyceae (2%) e Dinophyceae (1%).

A riqueza de espécies diminuiu em média de 29 à 23 espécies/amostra no reservatório, aumentou de 19 para 24 espécies/amostra nos controles e diminuiu de 21 à 17 e 18 à 17 espécies/amostra nos mesocosmos com adição de nutrientes e de peixes, respectivamente. Porém, essas diferenças não foram significativas ( $p > 0,5$ ).

### 5.2.2. Biomassa (clorofila-a) e Densidade Fitoplanctônica

O padrão de variação da biomassa fitoplanctônica, expressa pela concentração de clorofila-a, nos controles foi bastante semelhante ao do reservatório, o que indica que o isolamento da água não afetou esta variável. Por outro lado, a presença das tilápias, juntamente com a ração usada para sua

alimentação, proporcionou grandes aumentos nas concentrações de clorofila-*a* ( $p < 0,05$ ). Nos mesocosmos contendo tilápias houve um aumento gradual até o décimo quinto dia de experimento, seguido de um pequeno decréscimo ao final do experimento. Os valores máximos registraram até  $542 \mu\text{g.L}^{-1}$  (valor aproximadamente 540 vezes superior ao controle) (figura 16a).

Nos mesocosmos com adição de nutrientes, a média da concentração de clorofila-*a* mais elevada foi registrada no vigésimo quinto dia, mas essa diferença não se mostrou significativa, pois o erro padrão também foi elevado.

A densidade total da comunidade fitoplanctônica nos mesocosmos controles não sofreu diferença significativa ao longo do experimento ( $p > 0,5$ ), mantendo seus valores semelhantes aos do reservatório (em torno de  $4.376 \text{ ind.mL}^{-1}$ ) (figura 16b).

Nos mesocosmos com adição de nutrientes foi observada uma pequena redução da densidade total dos organismos fitoplanctônicos no décimo quinto dia, voltando a aumentar, no vigésimo quinto dia, para valores semelhantes aos iniciais (média de  $4.946 \text{ ind.mL}^{-1}$ ). Entretanto, essa diferença não se mostrou significativa.

Já nos mesocosmos com peixes ocorreu um expressivo aumento da densidade fitoplanctônica, com médias de  $3.391 \text{ ind.mL}^{-1}$  no início e  $158.468 \text{ ind.mL}^{-1}$  no final do experimento.

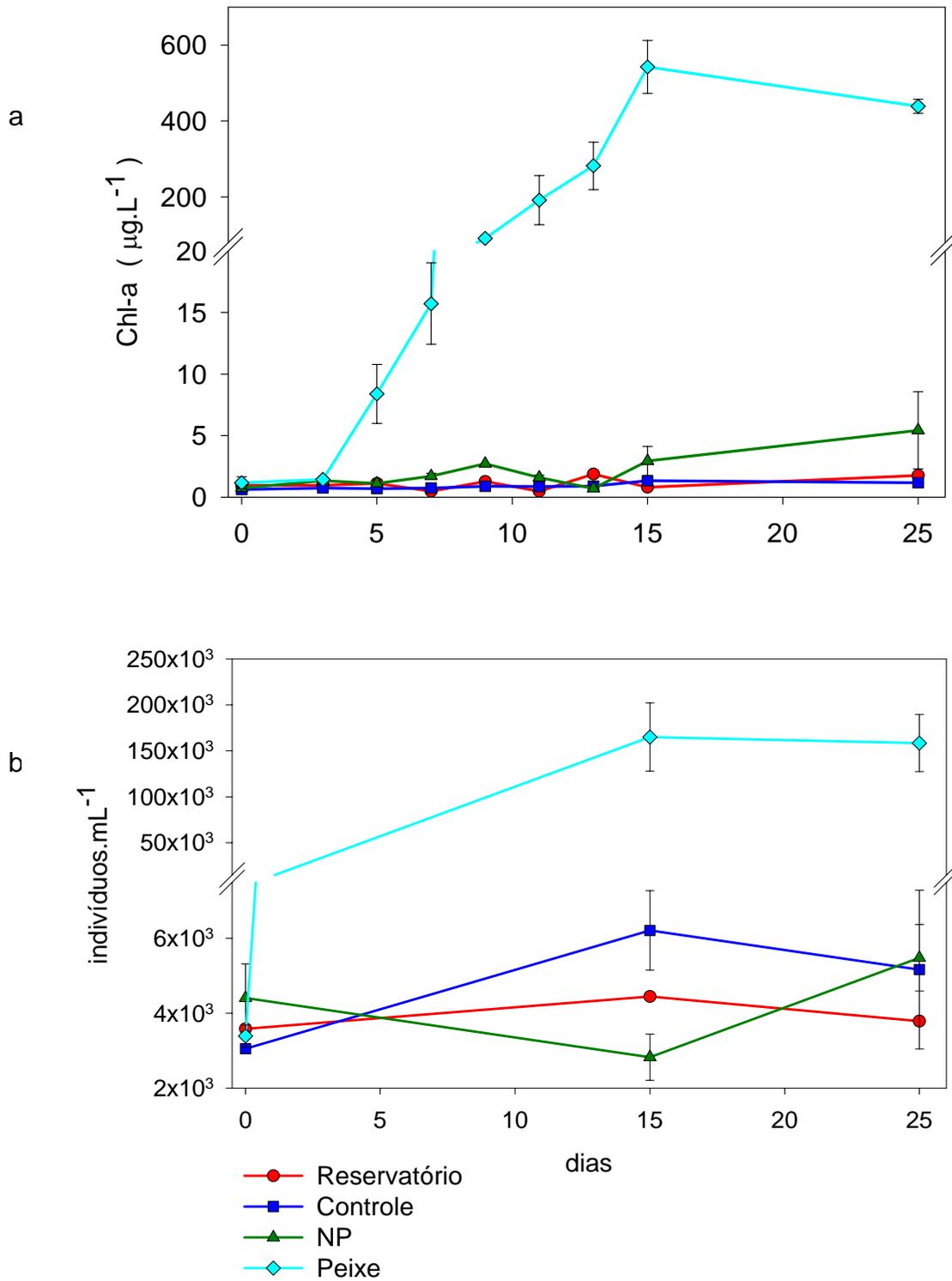


Figura 16: Variação da concentração de clorofila-a (a) e da densidade total da comunidade fitoplanctônica (b) no reservatório e nos mesocosmos durante todo o período experimental.

Analisando cada tratamento ao longo do tempo, densidades significativamente maiores foram encontradas nos décimo quinto e vigésimo quinto dias, nos mesocosmos com peixes ( $p = 0,0002$  para ambos). Por outro lado, a densidade fitoplanctônica não foi significativamente diferente ao longo de todo experimento ( $p > 0,5$ ), nos mesocosmos com adição de nutrientes (figura 16b).

Vários autores têm registrado aumentos nas concentrações de clorofila-*a* em experimentos de enriquecimento artificial por nitrogênio e fósforo (Henry & Tundisi, 1982a; Henry, 1990; Cottingham, 1997; Schlüter, 1998; González, 2000; Camacho *et al.*, 2003). Alguns desses autores relacionam o aumento da biomassa e densidade fitoplanctônica ao aumento da disponibilidade de nutrientes. No presente estudo, a concentração de clorofila-*a* e a densidade fitoplanctônica não apresentaram aumentos significativos em nenhum dos tempos amostrais, nos mesocosmos com adição de nutrientes. Este fato parece ter sido resultado das baixas concentrações de PSR. Reynolds (1984) cita que um ambiente é limitado por fósforo quando as concentrações totais deste elemento são menores que  $5 \mu\text{g.L}^{-1}$ . Hecky & Kilham (1988) citam o fósforo como o principal elemento que controla a produção do fitoplâncton em ecossistemas de água doce. Henry & Tundisi (1982a), em um experimento de enriquecimento por nutrientes (N e P) na Represa do Lobo, observaram maior importância do fósforo no aumento das concentrações de clorofila-*a* e densidade fitoplanctônica total. Em experimentos realizados por Fisher *et al.* (1995) foi observado que o fósforo limitou tanto a taxa de crescimento quanto o acúmulo de biomassa fitoplanctônica.

No mesocosmos com adição de peixes, as concentrações de nitrogênio e fósforo foram significativamente elevadas, o que parece ter possibilitado um grande aumento nas concentrações de clorofila-*a* e na densidade fitoplanctônica. Alguns

autores também observaram aumentos nas concentrações de clorofila-*a* em mesocosmos contendo peixes (Mazumder *et al.*, 1988, Meijer *et al.*, 1990; Havens, 1993; Abreu *et al.*, 1994; Kurmayer & Wanzenböck, 1996, Drenner *et al.*, 1998). Elhigzi *et al.* (1995) e Figueredo (2000) observaram aumentos na densidade fitoplanctônica em mesocosmos contendo *Oreochromis niloticus*.

A maioria desses estudos sugere um favorecimento das algas pelos peixes, através da excreção de nutrientes e predação sobre o zooplâncton. Entretanto, segundo Threlkeld (1988), a predação dos peixes sobre o zooplâncton raramente influencia a biomassa algal. Alguns autores também consideram que a manipulação com peixes zooplanctívoros influencia principalmente no fitoplâncton de ambientes aquáticos de moderado estado trófico (McQueen *et al.*, 1986; Elser & Goldman, 1991) e os mesocosmos contendo peixes apresentaram características de ambiente hipereutrófico.

O aumento da biomassa algal parece ter sido favorecido pelo aumento das concentrações tanto de nitrogênio quanto de fósforo, através da metabolização da ração e excreção pelos peixes tornando-os biologicamente disponíveis para o fitoplâncton. A predação sobre o zooplâncton parece não ter sido importante em determinar as respostas do fitoplâncton às condições experimentais. Embora análises da comunidade zooplanctônica não tenham sido feitas, essa suposição é reforçada pelo fato da biomassa fitoplanctônica ter permanecido praticamente inalterada nos mesocosmos controles, sugerindo uma ineficiente atividade predatória pelo zooplâncton naquelas condições. No entanto, não podemos deixar de considerar que não existe nenhuma garantia de que a estrutura da comunidade zooplanctônica tenha sido igual nos três tratamentos. Fernando (1994) observou que o zooplâncton de ambientes tropicais não é capaz de controlar a biomassa algal; e

mesmo em regiões temperadas este controle é apenas pontual e menos efetivo em ambientes mesotróficos (Mazirrem, 1994). Sterza *et al.* (2002) citam que o aumento da concentração de nutrientes em experimentos “*in situ*”, geralmente resulta na diminuição da abundância zooplanctônica devido à alteração na composição do fitoplâncton.

Os baixos valores de biomassa e densidade fitoplanctônica encontrados no Reservatório de Lajes e nos mesocosmos controle, parecem resultar da limitação por nitrogênio e fósforo observada nestes ambientes.

### 5.2.3. Contribuição das Diferentes Classes Taxonômicas

No primeiro dia de experimento, a comunidade fitoplanctônica do reservatório e dos nove mesocosmos esteve dominada por cianobactérias (média de 60,4%), seguida por zignematofíceas (média de 17,7%), clorofíceas (média de 16%) e com menor representatividade de crisofíceas (média de 2,2%), dinofíceas (média de 1,9%), criptofíceas (média 1,5%) e diatomáceas (média 0,4%). Isto indica pouca influência do processo de montagem experimental sobre a estrutura da comunidade fitoplanctônica (figura 17).

No reservatório e nos controles, essa estrutura da comunidade não sofreu alterações significativas ( $p > 0,05$ ). Cyanobacteria, Zygnematophyceae e Chlorophyceae foram as classes que mais contribuíram para a densidade fitoplanctônica durante todo o estudo, nessas condições (figura 17).

No mesocosmos com adição de nutrientes, as cianobactérias e as zignematofíceas sofreram uma expressiva redução nos décimo quinto e vigésimo quinto dias ( $p < 0,05$ ). Por outro lado, as clorofíceas dominaram a comunidade

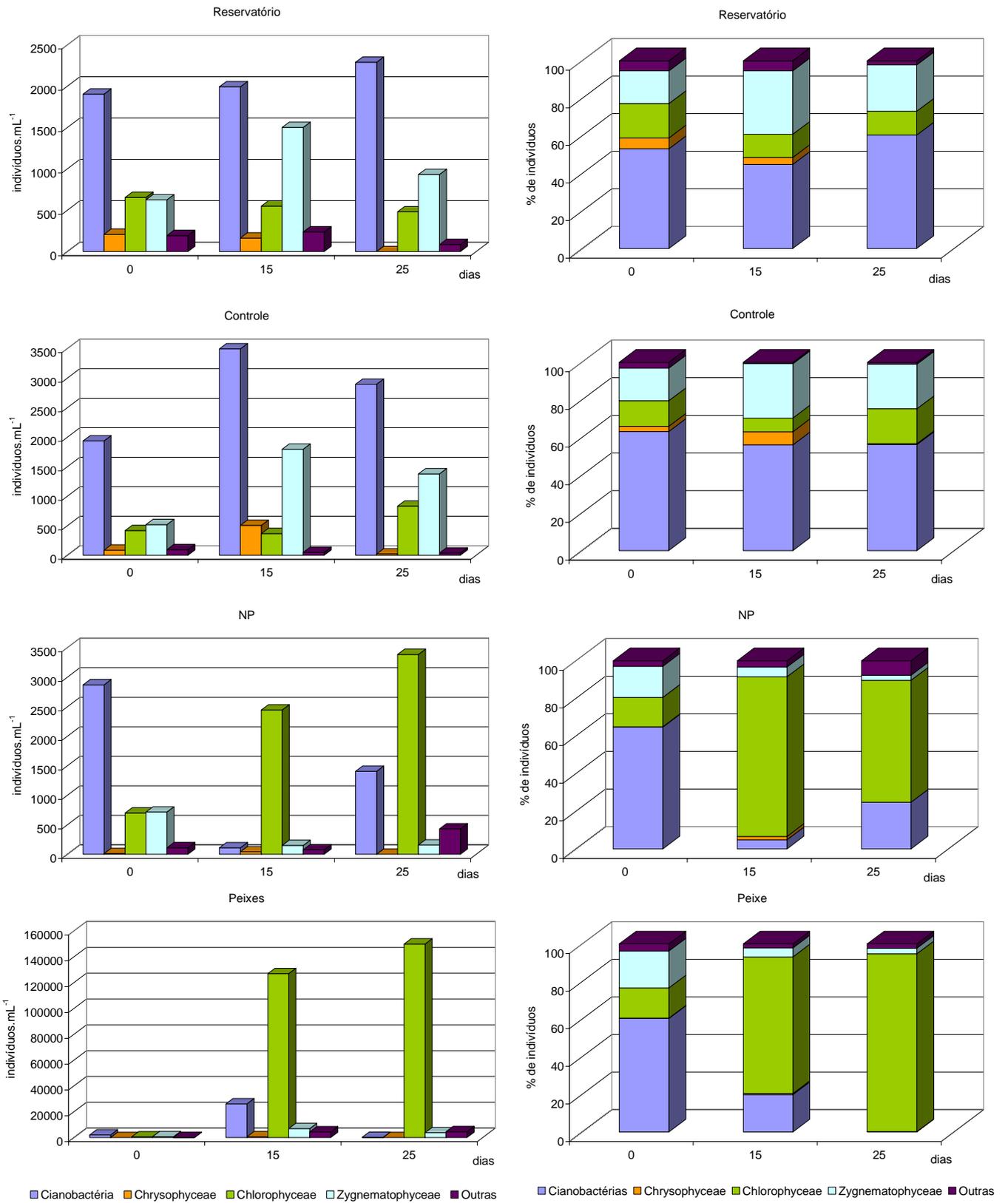


Figura 17: Contribuição das diferentes classes para densidade total da comunidade fitoplanctônica do reservatório e dos mesocosmos, ao longo de todo período experimental.

fitoplanctônica nesses mesmos dias amostrais, com 84,8% e 64,8%, respectivamente.

As cianobactérias foram excluídas dos mesocosmos contendo peixes, no final do experimento ( $p < 0,05$ ). As zignematofíceas também diminuíram a partir do décimo quinto dia, quando comparadas ao controle ( $p < 0,05$ ). No entanto, as clorofíceas dominaram a comunidade fitoplanctônica no décimo quinto dia (com 72,7%) e no vigésimo quinto dia (com 94,6%). A representatividade da classe Chrysophyceae não sofreu diferenciação significativa ( $p > 0,05$ ) ao longo de todo o experimento, para nenhum dos tratamentos e também no reservatório.

As principais mudanças na estrutura da comunidade fitoplanctônica são conhecidas pelas substituições de espécies de algas ao longo do gradiente trófico e as cianobactérias têm sido relatadas como dominantes em vários ambientes aquáticos com elevado grau de trofia (Jensen *et al.*, 1994). Os modelos preditivos de Trimbee & Prepas (1987) e de Seip (1988) reportam o aumento da dominância de cianobactérias em ambientes com maiores concentrações de fósforo-total. No entanto, alguns autores observaram a dominância de clorofíceas em corpos d'água eutrofizados (Jeppesen *et al.*, 1990a; 1990b; Jensen *et al.*, 1994).

Embora as cianobactérias sejam conhecidas como grupo favorecido em ambientes eutróficos, elas foram dominantes no Reservatório de Ribeirão das Lajes (ambiente classificado como oligo-mesotrófico), ao longo de todo período experimental. O mesmo resultado foi observado nos mesocosmos controles, indicando que o isolamento da água não afetou a estrutura da comunidade fitoplanctônica. A dominância das cianobactérias no reservatório e nos controles pode estar associada a alguns fatores ambientais e hidrológicos característicos, tais como: estabilidade da coluna d'água (Reynolds, 1987); alta temperatura da água

(Shapiro, 1990); baixas concentrações de nitrogênio inorgânico dissolvido (Blomqvist *et al.*, 1994); baixas razões N/P (Smith, 1983), além do fato das cianobactérias apresentarem vantagens adaptativas para estocar fósforo (Pettersson *et al.*, 1993); habilidade em minimizar herbivoria (Haney, 1987) e para flutuabilidade na coluna d' água (Reynolds, 1987).

Nos mesocosmos com adição de nutrientes, a dominância das cianobactérias foi significativamente reduzida e nos mesocosmos contendo peixes as cianobactérias foram totalmente excluídas, embora estivessem presentes em populações bastante densas no início do experimento. Nestes mesocosmos, as cianobactérias foram substituídas pelas clorofíceas.

Segundo Jensen *et al.* (1994), o balanço entre a razão de crescimento e a perda de biomassa pode ser a chave para se entender porque as clorofíceas são competidoras habilidosas, juntamente com as cianobactérias, em corpos d' água com altas concentrações de nutrientes. As clorofíceas são caracterizadas por uma alta razão de crescimento e perda e por uma alta demanda por nutrientes (C-estrategistas, segundo Reynolds, 1988). As cianobactérias são caracterizadas por uma baixa razão de crescimento e perda e por uma baixa demanda por nutrientes (S-estrategistas, segundo Reynolds, 1988). Portanto, o aumento das concentrações de nitrogênio, nos mesocosmos com adição de nutrientes e nos mesocosmos contendo peixes, teria favorecido o crescimento das clorofíceas. González (2000) associou o aumento da abundância de clorofíceas, em seus experimentos com adição de nutrientes, com a maior habilidade dessas em competir pela captação de fósforo. Jensen *et al.* (1994) observaram a dominância de clorofíceas em ambientes aquáticos com concentrações de PT maiores que  $1\text{mg.L}^{-1}$ .

Vários autores citam que as cianobactérias são favorecidas por altos valores de pH e baixa concentração de CO<sub>2</sub>, devido à sua capacidade de assimilar CO<sub>2</sub> em concentrações muito baixas e utilizar diretamente bicarbonatos como fonte de carbono (baixo K<sub>s</sub> para absorção de CO<sub>2</sub>) (Smith, 1983; Shapiro, 1984; Caraco & Miller, 1998). Em contraste, no presente trabalho os aumentos nas concentrações de CO<sub>2</sub> (estimados indiretamente pelo pH), provocados pela presença das tilápias, parecem ter favorecido outro grupo de alga (Chlorophyta) em detrimento das cianobactérias. De Noyelles & O'Brien (1978) *apud* Jensen *et al.* (1994) também encontraram dominância de clorofíceas em águas com valores de pH acima de 10,5, em experimentos de enriquecimento artificial. Nessas condições as clorofíceas foram capazes de absorver carbono suficiente para seu crescimento. Jeppesen *et al.* (1990a) observaram dominância de clorofíceas em pH acima de 11,2. Jensen *et al.* (1994) observaram a diminuição da dominância de cianobactérias em valores de pH superiores a 9.

Existem estudos mostrando que o zooplâncton é capaz de causar diminuição em populações de cianobactérias (Pinto-Coelho, 1983; Christoffersen *et al.*, 1993). No entanto, a diminuição das cianobactérias nos mesocosmos com adição de nutrientes parece não ter sido resultado da pressão de predação pelo zooplâncton. Esta observação se confirma pelo fato das cianobactérias permanecerem em densidades praticamente constantes nos controles, ao longo de todo período experimental. Além disso, Sterza *et al.* (2002) citam que a diminuição da abundância zooplactônica é conseqüência e não a causa da alteração na composição do fitoplâncton pela adição de nutrientes.

O aumento na abundância relativa de Chlorophyta, registrado nos mesocosmos contendo tilápias, segue a tendência de vários estudos com

mesocosmos e peixes (Northcote *et al.*, 1990; Vanni & Findlay, 1990; Kurmayer & Wanzenböck, 1996; Proulx *et al.*, 1996). Alguns destes autores associam este resultado a características das espécies deste grupo de apresentarem resistência à digestão através da sua parede celular espessa e bainha gelatinosa.

Embora o sucesso das clorofíceas, em experimentos com peixes, tenha sido observado por vários autores (citados acima), no presente estudo, o incremento das concentrações de nitrogênio e sua habilidade competitiva por fósforo (Margalef, 1983; Reynolds, 1984) parece ter sido o principal mecanismo de influência na composição da comunidade fitoplanctônica; assim como as altas concentrações de nitrogênio e fósforo parecem ter influenciado no aumento de biomassa fitoplanctônica. Este resultado se confirma pelo fato de que a mudança na estrutura da comunidade fitoplanctônica tenha ocorrido nos mesocosmos com peixes (altas concentrações de N e P) e nos mesocosmos com adição de nutrientes (altas concentrações de N), mas o aumento da biomassa algal só ocorreu nos mesocosmos contendo tilápias.

#### **5.2.4. Contribuição das principais espécies**

Foram consideradas como as principais espécies àquelas que contribuíram com mais de 10% para a densidade fitoplanctônica total, em pelo menos uma data de amostragem.

As espécies que mais contribuíram para densidade do fitoplâncton no reservatório e nos mesocosmos controles, durante todo experimento, foram as cianobactérias *Leptolyngbya perelegans* (cerca de 43,8%) e *Cyanodictyon sp.* (média de 9,1%), duas espécies de cianobactérias que não são típicas formadoras

de florações no Brasil. Além dessas duas espécies de cianobactérias, também foi importante para densidade fitoplanctônica no primeiro dia de experimento a *Chlorella* sp. 3 (média de 6,5%) (figura 18).

No primeiro dia experimental, nos mesocosmos com adição de nutrientes, as espécies mais importantes para toda densidade fitoplanctônica foram *Leptolyngbya perelegans* (55%), *Cyanodictyon* sp. (8,7%) e *Chlorella* sp. 3 (5,1%). No décimo quinto dia de experimento as cianobactérias diminuíram sua contribuição para menos de 2% e as espécies que mais contribuíram foram as clorofíceas: *Coenochloris polycocca* (20,4%), *Eutetramorus planctonicus* (14,4%) e *Chlorella* sp. 1 (12%). Já no vigésimo quinto dia, as espécies que mais contribuíram foram às identificadas como *Synechocystis aquatilis* e Chlorophyceae 2 com 21,3% e 20,7%, respectivamente.

As espécies de cianobactérias também foram as mais importantes para densidade fitoplanctônica, no primeiro dia de experimento, nos mesocosmos contendo peixes. Essas espécies não foram registradas no último dia experimental. No entanto, houve uma mudança na composição das espécies de cianobactérias do início para a metade do período experimental. As espécies *Leptolyngbya perelegans* e *Cyanodiction* sp, presentes inicialmente, foram substituídas por *Epigloesphaera brasílica* e *Synechocystis aquatilis*, no décimo quinto dia experimental. Nos dois últimos dias amostrais, as espécies que mais contribuíram foram: *Coenochloris polycocca* (média 10,4%), Volvocales 1 (média 10,1%); além das espécies *Scedesmus* sp.4 (média 7,2%) e *Eutetramorus planctonicus* (média 6,0%) (figura 18).

A espécie dominante no reservatório e nos controles (*Leptolyngbya perelegans*) foi registrada por Reynolds *et al.* (2002) como pertencente a assembléia

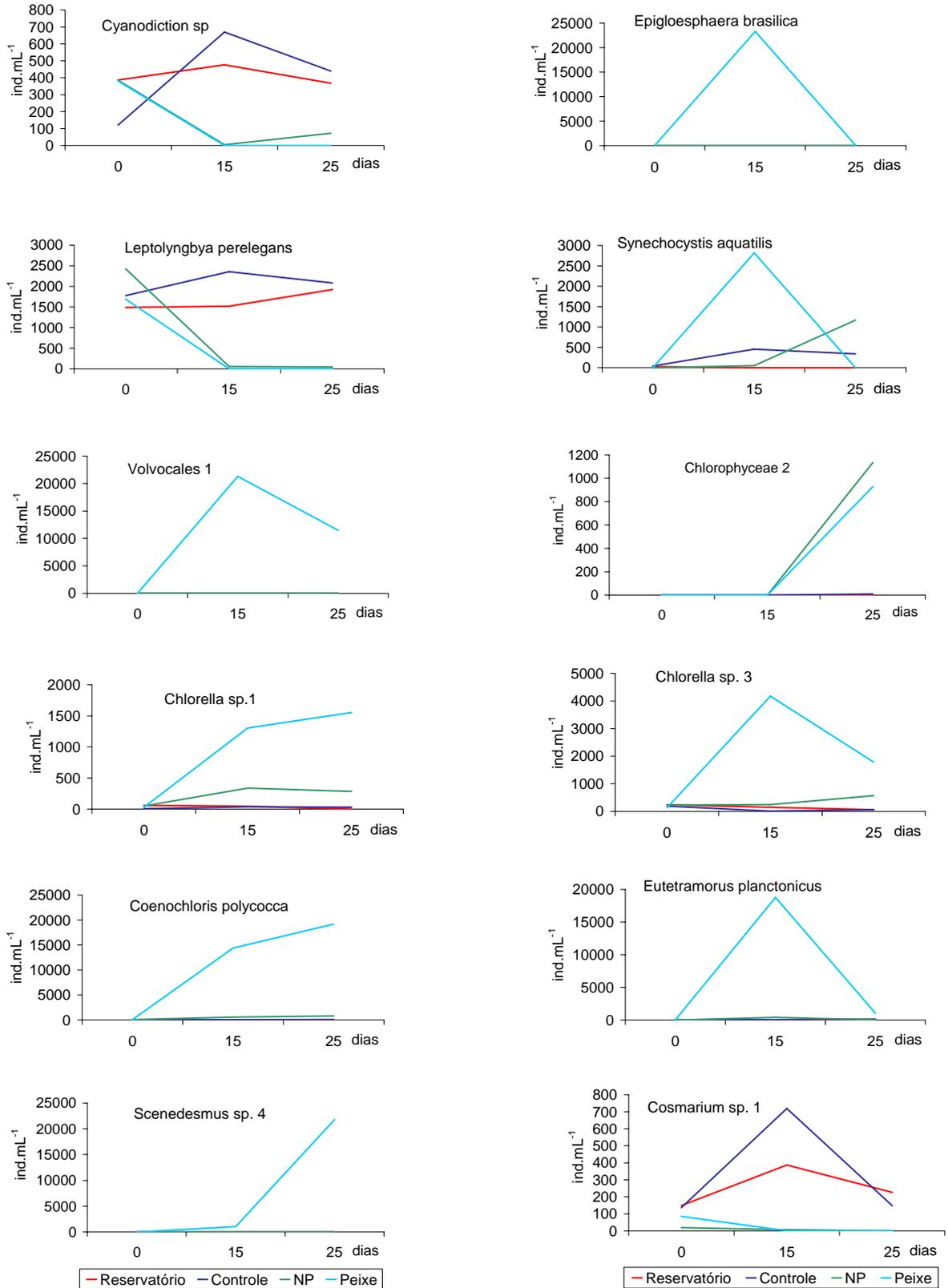


Figura 18: Variação das espécies mais importantes em densidade fitoplanctônica (>10% para densidade fitoplanctônica total em pelo menos uma data de amostragem), durante todo experimento.

S<sub>1</sub>. Cabe ressaltar que a dominância da assembléia S<sub>1</sub> é comum em ambientes rasos, enriquecidos e com alta turbidez na camada de mistura, o que não representa as condições do Reservatório de Lajes. As espécies representativas desta assembléia são tolerantes a condições de baixa luminosidade.

Entretanto, o Reservatório de Ribeirão das Lajes é caracterizado pela alta transparência das suas águas e pela zona eufótica atingir todo o metalímnio (Marinho *et al.*, 2003).

O gênero *Coenochloris* é representante da assembléia F, comum em epilímnio de sistemas oligotróficos. Porém, a espécie *Coenochloris polycoca* foi dominante nos mesocosmos com peixes no final do experimento, ambiente extremamente turbido, com baixa transparência da água e bastante enriquecido.

Portanto, no presente estudo, as espécies dominantes não se enquadraram nas assembléias propostas por Reynolds e colaboradores (2002). Esta teoria é relativamente recente e quanto mais dados são gerados para contribuir com ela, mais próximo da realidade esta teoria vai se tornando. Cabe lembrar, que a maioria dos dados que suportam esta teoria são de regiões temperadas, logo, a importância da avaliação de dados da região tropical torna-se ainda maior, para que a teoria seja consolidada.

#### **5.2.5. Diversidade do Fitoplâncton**

O índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') é comumente utilizado nos estudos do fitoplâncton. Este índice serve como medida da estabilidade da comunidade, por expressar sua capacidade em resistir às mudanças causadas por distúrbios (Barnese & Schelske, 1994).

No presente estudo, as diversidades iniciais e finais variaram entre 4,0 e 3,5 no reservatório, entre 2,5 e 3,2 nos controles, entre 2,7 e 2,8 nos mesocosmos com adição de nutrientes e entre 2,8 e 4,1 nos mesocosmos contendo peixes. Analisando cada tratamento ao longo do tempo, as diversidades não apresentaram diferenças significativas ( $p > 0,05$ ) (figura 19).

Vários fatores, incluindo a presença de peixes, afetam os valores de  $H'$  (Tátrai *et al.*, 1990). As mudanças no estado trófico e herbivoria são considerados importantes nestes processos (Kalf & Knoechel, 1978; Thatcher *et al.*, 1993), mas não há um consenso sobre os efeitos de cada um destes fatores.

O estado trófico do ambiente é um fator geralmente associado às variações na diversidade algal (Kalf & Knoechel, 1978). Segundo a literatura, a diversidade fitoplanctônica deveria diminuir em estados tróficos mais elevados (Komárková, 1998). Aumentos nas concentrações de carbono e nitrogênio, por exemplo, podem resultar na dominância de espécies capazes de explorar níveis crescentes de nutrientes na coluna d'água (Barnese & Schelske, 1994). Entretanto, Komárková (1998) cita que valores de diversidade variam muito para todos os níveis de trofia de corpos d'água.

Embora as diferenças não tenham sido estatisticamente comprovadas, houve um aumento da diversidade nos mesocosmos contendo peixes. Esse aumento chegou próximo ao valor máximo de diversidade ( $5 \text{ bits.ind}^{-1}$ ) para comunidades naturais, segundo Margalef (1983).

Um estudo recente reportou que a variação da diversidade fitoplanctônica marinha é uma função unimodal da biomassa fitoplanctônica, com máximo de diversidade em níveis intermediários de biomassa fitoplanctônica e o mínimo de diversidade ocorrendo durante as florações massivas (Irigoien *et al.*, 2004).

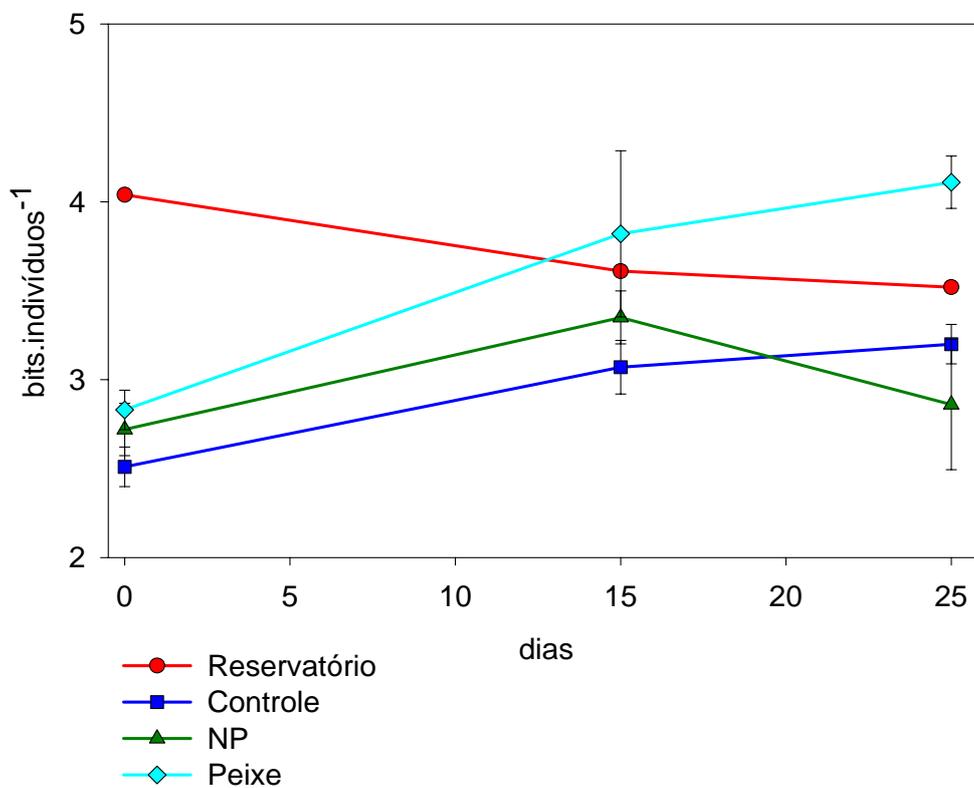


Figura 19: Variação da diversidade de espécies de fitoplâncton no reservatório e nos mesocosmos ao longo do período experimental.

## 7. Conclusões

- O Reservatório de Lajes, no período de estudo, apresentou baixos valores de condutividade elétrica e turbidez, alta transparência da água, baixas concentrações de nutrientes e razão N/P dissolvidos, baixa concentração de clorofila-*a* e baixas densidades fitoplanctônicas, podendo assim, ser considerado como um ambiente oligotrófico, segundo Nürberg (1996).
- Em geral, a comunidade fitoplanctônica do Reservatório de Ribeirão das Lajes esteve dominada por espécies de cianobactérias durante todo o período experimental, com as maiores contribuições das espécies *Leptolyngbya perelegans* (55%) e *Cyanodictyon sp.* (8,7%).
- As avaliações das concentrações absolutas de N e P sugerem deficiência destes elementos no Reservatório de Ribeirão das Lajes.
- A adição de nutrientes nos mesocosmos experimentais afetou as seguintes características: aumento da condutividade elétrica, diminuição da transparência da água, aumento da concentração de nitrogênio inorgânico dissolvido (NO<sub>3</sub>), aumento da razão N/P e mudança na composição da comunidade fitoplanctônica.
- A adição de nutrientes não foi suficiente para aumentar as concentrações de fósforo solúvel reativo, mas foi suficiente para aumentar as concentrações de nitrato na água;

- O aumento da concentração de nitrogênio nos mesocosmos com adição de nutrientes proporcionou a modificação da composição da comunidade fitoplanctônica, onde as cianobactérias foram substituídas pelas clorofíceas.
- A presença das tilápias e a sua dieta alteraram as características físicas, químicas e biológicas da água dos mesocosmos experimentais. Algumas destas foram afetadas diretamente (p. ex: temperatura, condutividade elétrica, pH, nutrientes, razões N/P), enquanto outras foram indiretamente devido às modificações nas comunidades aquáticas (p. ex: transparência, turbidez, clorofila-a).
- As tilápias e a ração utilizada para sua alimentação causaram a eutrofização da água dos mesocosmos experimentais, através da liberação de nutrientes; sobretudo o aumento de PSR.
- Os aumentos nas concentrações de nutrientes, especialmente amônia e fósforo, proporcionaram o crescimento algal e mudanças na composição da comunidade fitoplanctônica, nos mesocosmos contendo tilápias;
- Nos mesocosmos contendo tilápias, as cianobactérias também foram substituídas pelas clorofíceas;

- O sucesso das clorófitas no presente estudo parece ter sido promovido pelo aumento de nitrogênio, tanto na forma de  $\text{NH}_4$  como  $\text{NO}_3$ , nos mesocosmos experimentais e pela sua habilidade competitiva por fósforo, como demonstrado nos mesocosmos com adição de nutrientes.
- Em face à expressiva contribuição relativa de espécies de cianobactérias no Reservatório de Lajes, é importante o monitoramento das populações destes organismos, bem como a produção de toxinas para assegurar o não comprometimento da saúde das populações humanas que utilizam este reservatório para seu abastecimento.
- As espécies de cianobactérias dominantes no Reservatório de Lajes, não foram as clássicas formadoras de florações no Brasil, nem no mundo.
- Surpreendentemente, a diversidade de espécies aumentou nos mesocosmos mais enriquecidos.
- Embora as clorófitas e não as cianobactérias tenham dominado nos mesocosmos contendo tilápias, recomenda-se o acompanhamento constante das atividades de piscicultura intensiva que vem sendo desenvolvida no Reservatório de Lajes, pois o desenvolvimento de elevadas biomassas e as modificações na estrutura da comunidade fitoplanctônica pode levar a eutrofização do sistema.

**8. Referências Bibliográficas:**

- ABREU, P. C., GRANÉLI, E., ODEBRECHT, C., KITMANN, D., PROENÇA, L. A. & RESGALLA-JR, L. 1994. Effect of fish and mesozooplankton manipulation on the phytoplankton community in the Patos Lagoon Estuary, Southern Brazil. *Estuaries*, 17(3): 575-564.
- ARAUJO, F. G. & SANTOS, L. N. 2001. Distribution of fish assemblages in Lajes Reservoir, Rio de Janeiro, Brasil. *Braz. J. Biol.*, 61(4): 563-576.
- ARCIFA, M. S. & GUAGNONI, W. 2003. A new model of enclosure for experiments in lentic water. *Acta Limnol. Brasil.*, 15 (1): 75-79.
- ANDERSON, G., GRANÉLI, E. & STENSON, J. 1988. The influence of animals on phosphorus cycling in lake ecosystems. *Hydrobiol.*, 170: 267-284.
- BACHMANN, R. W. 2001. *The Limiting Factor Concept . What Stops Growth?* Spring Lakeline 26-28 p.
- BARNESE, L. E. & SCHELSKE, L.C. 1994. Effects of nitrogen, phosphorus and carbon enrichment on planktonic and periphytic algae in a softwater, oligotrophic lake in Florida, USA. *Hydrobiol.*, 277: 159-170.
- BEARDALL, J. 1985. Ocurrence and importance of  $\text{HCO}_3^-$  utilization in microscopic algae. In: *Inorganic carbon uptake by aquatic photosynthetic organisms*. Ed. By Lucas, W.J. and Berry, J.A. American Society of Plant Physiologists. Waverly Press, Baltimore. pp. 83-96.
- BLOMQUIST, P. 2001. Phytoplankton reponses to biomanipulated grazing pressure and nutrient additions – enclosure studies in unlimed and limed Lake Njupfatet, central Sweden. *Environ. Pollution*, 111: 333-348.
- BLOMQUIST, P., PETTERSSON, A. & HYENSTRAND, P. 1994. Ammonium-nitrogen: A key regulatory factor causing dominance of non-nitrogen-fixing Cyanobacteria in aquatic system. *Arch. Hydrobiol.*, 132: 141-164.
- BOERS, P., BALLEGOOIJEN, V. & UUNK, J. 1991. Changes in phosphorus cycling in a shallow lake due to food web manipulation. *Freshw. Biol.*, 25: 9-20.
- BRABAND, A., FAAFENG, B.A. & NILSSEN, J. P. M. 1990. Relative importance of phosphorus supply to phytoplankton production: fish excretion versus external loading. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 47: 364-372.
- BULGAKOV, N. G. & LEVICH, A. P. 1999. The nitrogen: phosphorus ratio as a factor regulating phytoplankton community structure. *Arch. Hydrobiol.*, 146 (1): 3-22.
- CAMACHO, A., WURTSBAUGH, W. A., MIRACLE, M. R., ARMENGOL, X. & VICENT, E. 2003. Nitrogen limitation of phytoplankton in a Spanish Karst lake with a

deep chlorophyll maximum: a nutrient enrichment bioassay approach. *J. Plankton Res.*, 25 (4): 397-404.

CARACO, N. F. & MILLER, R. 1998. Effects of CO<sub>2</sub> on competition between a cyanobacterium and eukaryotic phytoplankton. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 55: 54-62.

COTTINGHAM, K. L., KNIGHT, S. E., CARPENTER, S. R., COLE, J. J., PACE, M. L. & WAGNER, A. W. 1997. Response of phytoplankton and bacteria to nutrients and zooplankton: a mesocosm experiment. *J. Plankton Res.*, 19(8): 995-1010.

CHRISTOFFERSEN, K., RIEMANN, B., KLYSNER, A. & SONDERGAARD, M. 1993. Potential role of fish predation and natural populations of zooplankton in structuring a plankton community in eutrophic lake water. *Limnol. Oceanog.*, 38(3): 561-573.

DARLEY, W. M. 1982. *Algal Biology: a physiological approach*. 1 ed. London. Blackwell Scientific Publications. 168p.

DIAZ, M. M., TEMPORETTI, P. F. & PEDROZO, F. 2001. Response of phytoplankton to enrichment from cage fish farm wastw in Alicura Reservoir (Patagônia, Argentina). *Lakes and Reservoirs: Research and Management*, 6: 151-158

DRENNER, R. W., GALLO, K. L., BACA, R. M. & SMITH, J. D. 1998. Synergistic effects of nutrient loading and onivorous fish on phytoplankton biomass. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 55: 2287-2296.

DRENNER, R. W., MUMMERT, J. R., DENOYELLES JR, F. & KETTLE, D. 1984. Selective particle ingestion by a filter-feeding fish and its impact on phytoplankton community structure. *Limnol. Oceanog.*, 29(5): 941-948.

DUBOROW, R. M., CROSBY, D. M & BRUNSON, M. W. 1997. Ammonia in fish ponds. Southern Regional Aquaculture Center Publication, n. 463, 2p.

ELHIGZI, F. A. R., HAIDER, S. A. & LARSSON, P. 1995. Interactions between Nile tilapia (*Oreochomis niloticus*) and cladocerans in ponds (Khartoum, Sudam). *Hydrobiol.*, 169: 353-362.

ELSER, J. J. & GOLDMAN, C.R. 1991. Zooplankton effects on phytoplankton in lakes of contrasting trophic status. *Limnol. Oceanog.*, 36: 64-90.

ELSER, J. J., MARZOLF, E. R. & GOLDMAN, C. R. 1990. Phosphorus and nitrogen limitation of phytoplankton growth in the freshwaters of North America: a review and critique of experimental enrichments. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 47: 1468-1477.

ESTEVEES, F. A. 1998. *Fundamentos de Limnologia*. 2 ed. Rio de Janeiro, Interciência. 602p.

FEEMA (Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente) 1987. *Qualidade das Águas do Estado do Rio de Janeiro, Vol. I: 1980/1986. Relatório Técnico*. 112p.

- FERNANDO, C. H. 1994. Zooplankton, fish and fisheries in tropical freshwater. *Hydrobiol.*, 272: 105-123.
- FIGUEREDO, C. C. 2000. Efeitos da tilápia (*Oreochromis niloticus*) nas características físicas e químicas e estrutura da comunidade fitoplanctônica do Reservatório da Usina Hidrelétrica de Furnas (MG). Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Minas Gerais. 150p.
- FISHER, T. R., MELACK, J. M., GROBBELAAR, J. U. & HOWARTH, R. W. 1995. Nutrient Limitation of Phytoplankton and Eutrophication of Inland, Estuarine and Marine Waters. In: Tiessen, H. Phosphorus in the Global Environment. John Wiley & Sons Ltd. 301-322 p.
- GONZÁLEZ, E, J. 2000. Nutrient enrichment and zooplankton effects on phytoplankton community in microcosms from El Andino reservoir (Venezuela). *Hydrobiol.*, 434: 81-96.
- GONZÁLEZ, E, J. & Ortaz, M. 1998. Efectos del enriquecimiento con N y P sobre la comunidad del fitoplancton en microcosmos de un embalse tropical (La Mariposa, Venezuela). *Verh. Int. Ver. Limnol.*, 46: 27-34.
- GOWEN, R. J., ROSENTHAL, H., MÄKINEN, T & EZZI, I. 1990. Environmental impact of aquaculture activities. *J. Fish Biol.*, 27: 257-263.
- GUO, L. & LI, Z. 2003. Effects of nitrogen and phosphorus from fish cage-culture on the communities of a shallow lake in middle Yangtze River basin of China. *Aquacult.*, 226: 201-212.
- HAARHOFF, J., LANGERNEGGER, O. & VAN DER MERWE, P. J. 1992. Practical aspects of water treatment plant design for a hypertrophic impoundment. *Water S. Afr.*, 18: 27-36.
- HANEY, J. F. 1987. Field studies on zooplankton-Cyanobacteria interactions. *N.Z.J. Mar. Freshwat. Res.*, 21: 467-475.
- HANSEN, A. M., ANDERSEN, F. O. & JENSEN, H. S. 1997. Seasonal pattern in nutrient limitation and grazing control of the phytoplankton community in a non-stratified lake. *Freshw. Biol.*, 37: 523-534.
- HAVENS, K. E. 1993. Responses to experimental fish manipulations in shallow, hypereutrophic lake: the relative importance of benthic nutrient recycling and trophic cascade. *Hydrobiol.*, 254: 73-80.
- HAVENS, K.; PHILIPS, E.; CICHRA, M. F. & LI, B. L. 1998. Light availability as a possible regulator of cyanobacteria species composition in a shallow subtropical lake. *Freshw. Biol.*, (39): 547-556.
- HECKY, R. E. & KILHAM, P. 1988. Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: A review of recent evidence on the effects of enrichment. *Limnol. Oceanog.*, 33: 796-822.

HENRY, R. 1990. Amônia ou Fosfato como agente estimulador do crescimento do Fitoplâncton na Represa de Jurumirim (Rio Paranapanema, SP). *Ver. Brasil. Biol.*, 50 (4): 883-892.

HENRY, R. & TUNDISI, J.G. 1982a. Efeitos de Enriquecimento artificial por nitrato e fosfato no crescimento da comunidade fitoplanctônica da Represa do Lobo ("Broa", Brotas – Itirapina, SP). *Ciência e Cultura*, 34(5): 518-524.

- 1982b. Evidence of limitation by molybdenum and nitrogen on the growth of phytoplankton community of the Lobo Reservoir (São Paulo – Brazil). *Ver. Hidrobiol. Trop.*, 15 (3): 201-208.

- 1985. Enrichment experiments and their effects on phytoplankton (biomass and primary productivity). In Saijo, Y. & Tundidi, J. G. *Limnological Studies in Central Brazil. Rio Doce Lakes and Pantanal Wetland, 1st. Report. Water Research 1st.*, Nagoya University. 63-79.

HULOT, F. D., LACROIX, G., LESCHER-MOUTOUÉ & LOREAU, M. 2000. Funcional diversity governs ecosystem response to nutrient enrichment. *Nature*, 405: 340-344.

HUTCHINSON, G. E. 1961. The Paradox of the plankton. *Am. Nat.*, 65: 137-145.

- 1973. Eutrophication. *Am. Scient.*, 61: 269-279.

IRIGOYEN, X., HUISMAN, J. & HARRIS, R. P. 2004. Global biodiversity patterns of marine phytoplankton and zooplankton. *Nature*, 429: 863-867.

IWAKUMA, T., HAYASHI, H., YASUDA, I., HANAZATO, T. & TAKADA, K. 1990. Impact of whitefish on an enclosure ecosystem in a shallow eutrophic lake: changes in nutrients concentrations, phytoplankton productivity and biomass in Lake Vesijärvi, southern Finland. *Hidrobiol.*, 200/2001: 153-165.

JENSEN, J. P., JEPPESEN, E., OLRİK, K. & KRISTENSEN, P. 1994. Impact of nutrients and physical factors on the shift from cyanobacterial to chlorophyte dominance in shallow Danish Lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51: 1692-1699.

JEPPESEN, E., JENSEN, J. P., KRISTENSEN, P., SONDERGAARD, M., MORTENSEN, E., SORTKJER, E. & OLRİK, K. 1990a. Fish manipulation as a lake restoration tool in shallow, eutrophic temperate lakes 2: threshold levels. Long-term stability and conclusions. *Hydrobiol.*, 200/2001: 219-227.

JEPPESEN, E., SONDERGAARD, M., MORTENSEN, E., KRISTENSEN, P., RIEMANN, B., JENSEN, H.J., MULLER, J. P., SORTKJER, O. & JENSEN, J. P. 1990b. Fish manipulation as a lake restoration tool in shallow, eutrophic temperate lakes 1: cross-analysis of three Danish case-studies. *Hydrobiol.*, 200/201: 205-218.

JEZIESRSKA, B. 1979. Fish metabolism. *Pol. Ecol. Stud.*, 5(3): 43-51.

- KALFF, J. & KNOECHEL, R. 1978. Phytoplankton and their dynamics in oligotrophic and eutrophic lake. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 9: 475-495.
- KARJALAINEN, H., SEPÄLÄ, S. & WALLS, M. 1998. Nitrogen, phosphorus and *Daphnia* grazing in controlling phytoplankton biomass and composition – an experimental study. *Hydrobiol.*, 363: 309-321.
- KELLY, L. 1993. Release rates and biological availability of phosphorus released from sediments receiving aquaculture wastes. *Hydrobiol.*, 253: 367-372.
- KENNISH, M. J. 1990. *Ecology of Estuaries: Anthropogenic Effects*. CRC Press, Boca Raton. 494p.
- 1994. *Practical handbook of marine science*. CRC Press, 566p.
- KOMÁRKOVÁ, J. 1998. Fish stock as a variable modifying trophic pattern of phytoplankton. *Hydrobiol.*, 369/370: 139-152.
- KOROLEFF, F. 1976. Determination of nutrients. In: Grasshoff, K. *Methods of seawater analysis*. New York: Verlag. Chemie. Weinheim., p. 117-181.
- KRAFT, C. 1992. Estimates of phosphorus and nitrogen cycling by fish using a bioenergetics approach. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 46: 2596-2604.
- KUHL, A. 1974. Phosphorus. In Stewart, W. D. P. *Algal physiology and biochemistry*. Oxford, Blackwell, 636-654.
- KURMAYER, R. & WANZENBÖCK, J. 1996. Top-down effects of underyearling fish on a phytoplankton community. *Freshw. Biol.*, 36: 599-609.
- LACROIX, G. & LESCHER-MOUTOUÉ, F. 1996. Interaction effects of nutrient loading and density of young-of-the-year cyprinids on eutrophication in a shallow lake: an experimental mesocosm study. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 48: 53-74.
- LORENZEN, C. J. 1967. Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.*, 12: 343-345.
- LUND, J. W. G. & TALLING, J. F. 1957. Botanical limnological methods with special reference to the algae. *Botan. Rev.*, 23 (8-9): 485-583.
- MABERLY, S. C. & SPENCE, D. H. N. 1983. Photosynthetic inorganic carbon use by freshwater plants. *J. Ecol.*, 71: 705-724.
- MACKERETH, F. J.H., HERON, J. & TALLING, F. 1978. *Water analyses: some revised methods for limnologists*. Washington: Freshwater Biological Association, Scientific Publication, n. 36, 120p.
- MALLET, C., CHARPIN, M. F. & DEVAUX, J. 1998. Nitrate reductase activity of plankton population in eutrophic Lake Aydat and meso-oligotrophic Lake Pavin: a comparison. *Hydrobiol.*, 373/374: 135-148.

- MALONE, T. C., COLEY, D. J., FISHER, T. R., GLIBERT, P. M. & HARDING, L. W. 1996. Scales of nutrient-limited phytoplankton productivity in Chesapeake Bay. *Estuaries*, 2B: 371-385.
- MARGALEF, R. 1983. *Limnologia*. Barcelona. Ediciones Omega, S.A., 1010pp.
- MARINHO, M. M.; HUSZAR, V. L.; GOMES, A. M.A.; SILVA, J. C.; RIBEIRO, R.; AZEVEDO, S. M. O .F. O.; ROCHA, M. I. & BRANCO, C. C. 2003. Estado trófico e regime de mistura de dois reservatórios do Sistema Paraíba do Sul – Rio de Janeiro (Reservatórios de Funil e Ribeirão das Lajes). IX Congresso Brasileiro de Limnologia. Juiz de Fora, MG.
- MAZUNDER, A., McQUEEN, D. TAYLOR, W. D. & LEAN, D. R. S. 1988. Effects of fertilization and planktivorous fish (Yellow perch) predation on size distribution of particulate phosphorus and assimilated phosphate: Large enclosure experiments. *Limnol. Oceanogr.*, 33(3): 421-430.
- MAZUNDER, A., TAYLOR, W., McQUEEN, D. & LEAN, D. R. S. 1989. Effects of fertilization and planktivorous fish on epilimnetic phosphorus and phosphorus sedimentation in large enclosure. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 46: 1735-1742.
- McCARTHY, J. J. 1980. Nitrogen. In: I. Morris. *The physiological ecology of phytoplankton*. Studies in Ecology 7, Blackwell Scientific Publications, Oxford. pp 191-233.
- McCARTHY, J. J., WYNNE, D. & BERMAN, T. 1982. The uptake of dissolved nitrogenous nutrients by Lake Kinnerest (Israel) microplankton. *Limnol. Oceanogr.*, 24(2): 243-252.
- McCOMBIE, A. M. 1953. Factors influencing the growth of phytoplankton. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 10: 253-282.
- McQUEEN, D. J., POST, J. R. & MILLS, E. L. 1986. Trophic relationships in freshwater pelagic ecosystem. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 43: 1571-1581.
- McQUEEN, D. J., & LEAN, D. R. S. 1987. Influence of water temperature and N to P ratios on the dominance of blue green algae in lake St. George, Ontario. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 44: 598-604.
- MEEKS, J. C. 1974. Chlorophylls. In Stewart, W. D. P. *Algal physiology and biochemistry*. Oxford, Blackwell, 161-175.
- MEIJER, M-L. LAMMES, E. H. R. R., RAAT, A .J. P., GRIMM, M. P. & HOSPER, S. H. 1990. Impacts of cyprinids on zooplankton and algae in ten drainable ponds. *Hydrobiol.*, 191: 275-284.
- MICHARD, M., ALEYA, L. & VERNEAUX, J. 1996. Mass occurrence of the Cyanobacteria *Microcystis aeruginosa* in the hypereutrophic Villerest Reservoir (Roanne, France): Usefulness of the biyearly examination of N/P

(nitrogen/phosphorus) and P/C (protein/carbohydrate) couplings. *Arch. Hydrobiol.*, 135: 337-359.

MIYAZAKI, T., WATASE, M. & MIYAKE, K. 1989. Daily changes of uptake of inorganic carbon and nitrogen, and their relation to phytoplankton blooms in late spring-early summer in Lake Nakanuma, Japan. *Hydrobiol.*, 185: 223-231.

MURPHY, J. & RILEY, J. P. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analyt. Chim.*, 27: 31-36.

NICHOLLS, K. H., MICHALSKI, M. F. P. & GIBSON, W. M. 1996. An experimental demonstration of trophic interactions affecting water quality of Rice Lake, Ontario (Canada). *Hydrobiol.*, 319: 73-85.

NORTHCOTE, T. G., ARCIFA, M. S. & MUNRO, K. A. 1990. An experimental study of the effects of fish zooplanktivory on the phytoplankton on a Brazilian reservoir. *Hydrobiol.*, 194: 31-45.

NÜRNBERG, G. 1996. Trophic state of clear and colored, soft- and hardwater lakes with special consideration of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish. *Lake and Reservoir Management*, 12: 432-447

PAERL, H. W., DYBLE, J., MOISANDER, P. H., NOBLE, R. T., PIEHLER, M. F., PINCKNEY, J. L., STEPPE, T. F., TWOMEY, L. & VALDES, L. M. 2003. Microbial indicators of aquatic ecosystem change: current applications to eutrophication studies. *FEMS Microbiol. Ecol.*, 46: 233-246.

PAERL, H. W., FULTON, R. S., MOISANDER, P. H. & DYBLE, J. 2001. Harmful freshwater algal blooms, with an emphasis on cyanobacteria. *The Scientific World*, 1: 76-113.

PAPE, O. L. & MENESGUEN, A. 1997. Hydrodynamic prevention of eutrophication in the Bay of Brest (France), a modeling approach. *J. Mar. Syst.*, 12: 171-186.

PARK, G. S. & MARSHALL, H. G. 2000. Estuarine relationships between zooplankton community structure and trophic gradients. *J. Plankton Res.*, 1: 121-135.

PETTERSSON, K., HERLITZ, E. & ISTVANOVIĆ, V. 1993. The role of *Gloeotrichia echinulata* in the transfer of phosphorus from sediments to water in lake Erken. *Hydrobiol.*, 25: 123-129.

PHILLIPS, M. J., BEVERIGGE, M. C. & ROSS, L. G. 1985. The environmental impact of salmonoid cage culture in inland fisheries: Present status and future trends. *J. Fish. Biol.*, 27: 123-137.

PICK, F. R. & LEAN, D. R. S. 1987. The role of macronutrients (C, N, P) in controlling cyanobacteria dominance in temperate lakes. *N. Z. J. Mar. Freshwat. Res.*, 21: 425-434.

PINTO-COELHO, R. M. 1983. Efeitos do zooplâncton na composição qualitativa e quantitativa do fitoplâncton no Lago Paranoá, Brasília, DF, Brasil. Dissertação de mestrado. Universidade de Brasília, Brasília. 163p.

POLLINGHER, U., BERMAN, T., KAPLAN, B. & SCHARF, D. 1988. Nitrogen mineralization in two unpolluted oldgrowth forests of contrasting biodiversity and dynamics. *Ecosystems*, 1: 361-373.

PROULX, M., PICK, F. R., MAZUNDER, A., HAMILTON, P. B. & LEAN, D. R. S. 1996. Effects of nutrients and planktivorous fish on the phytoplankton of shallow and aquatic system. *Ecology*, 77(5): 1556-1572.

RADKE, R. J. & KAHL, U. 2002. Effects of filter-feeding [silver carp, *Hypophthalmichthys molitrix* (Val.)] on phyto- and zooplankton in a mesotrophic reservoir: results from an enclosure experiment. *Freshw. Biol.*, 47: 2337-2344.

REYNOLDS, C. S. 1984. The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge, Cambridge University Press. 384p.

- 1988. Functional morphology and the adaptive strategies of freshwater phytoplankton. p. 388-433 *In* C. D. Sandgren [ed.] Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press. Cambridge.

- 1987. Cyanobacterial water-blooms. *In*: J. Callow [ed.] Advances in botanical research. Academic Press., London. p. 67-143.

- 1997. Vegetation Processes in the Pelagic: A model for Ecosystem Theory. Ecology Institute. Germany. 371p.

- 1999. Non-determinism to probability, or N:P in the community ecology of phytoplankton. *Arch. Hydrobiol.*, 146(1): 23-35.

REYNOLDS, C. S., HUSZAR, V., KRUK, C., NASELLI-FLORES, L. & MELO, S. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *J. Plankton Res.*, 24(5): 417-428.

RICKLEFS, R. E. 1996. A Economia da Natureza. 3 ed. Rio de Janeiro. Guanabara Koogan. 470p.

RIEBESSELL, U., WOLF-GLADROW, D. A. & SMETACEK, V. 1993. Carbon dioxide limitation of marine phytoplankton growth rates. *Nature*, 361: 249-251.

RUANE, R. J., BOHAC, C. E., SEAWELL, W. M. & SHANE, R. M. 1986. Improving the downstream environment by reservoir release modifications. *In*: Reservoir Fisheries Management: Strategies for the 80s (eds G. E. Hall & M. J. Van Den Avyle) pp. 270-277. Am. Fisher. Society, Bethesda.

SALAS, H. J. & MARTINO, P. 1991. A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes. *Wat. Res.* 25(3): 341-350.

SATARLING, F. L. R. M. & ROCHA, A. J. A. 1990. Experimental impacts of planktivorous fishes on plankton community and eutrophication of tropical Brazilian reservoir. *Hydrobiol.*, 200/201: 581-591.

SCHINDLER, D. W. 1974. Eutrophication and recovery in experimental lakes: implications for lake management. *Science*, New York, 184: 897-899.

- 1978. Factors regulating phytoplankton production and standing crop in the world's freshwaters. *Limnol. Oceanogr.*, 23: 478-486.

SCHLÜTER, L. 1998. The influence of nutrient addition on growth rates of phytoplankton groups, and microzooplankton grazing rates in a mesocosm experiment. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 228: 53-71.

SEIP, K. L. 1988. A system for identifying lakes response to reductions in phosphorus loading. Part II. Occurrence of bluegreen algae (cyanobacteria) (Et regelsystem for a identifisere innsjoers rrspons pa redusjoner fosforbelastning. Del II. Forekormst av blagronn alger (cianobacteria)). *Limnos.*, 3: 8-12.

SHANNON, C. E. & WEAVER, W. 1963. The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana. 173p.

SHAPIRO, J. 1984. Blue-green dominance in lakes: the role and management significance of pH and CO<sub>2</sub>. *Int. Rev. Gesamten Hydrobiol.*, 69: 465-780.

- 1990. Currents beliefs regarding dominance by blue-greens: the case for the importance of CO<sub>2</sub> and pH. *Verh. Int. ver. Limnol.* 24: 38-54

SMITH, V. H. 1983. Low nitrogen to phosphorus ratios favour dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science*, 225: 669-671.

STERZA, J. M., SUZUKI, M. S. & TAOUIL, A. 2002. Resposta do zooplâncton a adição de nutrientes inorgânicos (N e P) em mesocosmos na lagoa do Açú, Campos dos Goytacazes/São João da Barra, RJ. *Acta Limnol. Bras.*, 14 (2): 87-94.

STRICKLAND, J. D. H. & PARSONS, T. R. 1968. A Manual of sea water analysis. *Bull. Fish. Res. Bel. Can.*, 125: 1-185.

TALLING, J. F. 1966. The annual cycle of stratification and phytoplankton growth in lake Victoria (East África). *Int. Revue ges. Hydrobiol. Hydrogr.*, 51: 545-621.

THRELKELD, S. T. 1988. Planktivory and planktivore biomass effects on zooplankton, phytoplankton and the trophic cascade. *Limnol. Oceanogr.*, 33(6): 1362-1375.

THATCHER, S. J., DAVIS, C. C. & GARDNER, G. A. 1993. Physical and chemical effects of macrograzers and micrograzers on enclosed, in situ phytoplankton in a Newfoundland Lake. *Hydrobiol.*, 250: 127-141.

TRÁTAI, I. TÓTH, L. G., ISTVÁNOVICS, V. & ZLINSZKY, J. 1990. Enclosure study of trophic level interactions in the mesotrophic part of Lake Balaton. *Hydrobiol.*, 191: 307-313.

TRIMBEE, A.M. & PREPAS, E. E. 1987. Evaluation of total phosphorus as a predictor of the relative biomass of blue-green algae with emphasis on Alberta lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 44: 1337-1342.

TUNDISI, J. G. & Henry, R. 1986. Effects of enrichment on the summer surface phytoplanktonic community in a stratified tropical lake. *Rev. Brasil. Biol.*, 46: 231-237.

TUNDISI, J. G. & MATSUMURA-TUNDISI, T. 1992. Eutrophication of lakes and reservoirs: a comparative analysis, case studies, perspectives. In: Cordeiro-Marino et al., editors. *Algae and Environment – A general approach*. Sociedade Brasileira de Ficologia. P 1-33.

UHELINGER, V. 1964. Étude statistique méthodes de dénombrement planctonique. *Arch. Sci.* 17: 121-123.

UTERMÖHL, H. 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton Methodik. *Mitt. Int. Verein. Limno.*, 9: 1-39.

VANNI, M. J. & FINDLAY, D. L. 1990. Trophic cascades and phytoplankton community structure. *Ecology*, 71: 921-937.

VOLLENWEIDER, R & KEREKES, J. 1980. The loading concept as basis for controlling eutrophication philosophy and preliminary results of the OECD programme on eutrophication. *Prog. Wat. Tech.* 12: 5-38.

WETZEL, R. G. 1983. *Limnology*. 2ed. Saunders College Publishing. New York. 767p.

WURTSBAUGH, W., VICENT, W. F., ALFARO-TAPIA, R., VICENT, C. L. & RICHERSON, P. J. 1985. Nutrient limitation of algal growth and nitrogen fixation in a tropical alpine lake, Lake Titicaca (Peru/Bolívia). *Freshw. Biol.*, 15: 185-195.

[www.fao.org](http://www.fao.org), acessado em: 12/05/2005.

[www.ibama.gov.br](http://www.ibama.gov.br), acessado em: 12/05/2005.

[www.ibama.gov.br/difap](http://www.ibama.gov.br/difap), acessado em: 12/05/2005.

[www.presidencia.gov.br/seap](http://www.presidencia.gov.br/seap), acessado em: 12/05/2005.

**Apêndice A:** Lista de táxons registrados durante o experimento nos nove mesocosmos e no reservatório.

### **Cianobactéria**

*Chroococcus microscopicus*  
*Chroococcus* sp.  
*Cyanodiction* sp.  
*Epigloeosphaera brasílica*  
*Leptolyngbya perelegans*  
Oscillatoriales  
Pseudanabaenaceae  
*Radiocystis* cf. *Geminata*  
*Synechocystis aquatilis*

### **Chrysophyceae**

*Chromulina* sp.1  
*Chromulina* sp.2  
*Chromulina* sp.3  
*Chrysococcus* sp.

### **Bacillariophyceae**

*Cyclotella meneghiniana*  
*Cyclotella stelligera*  
*Gomphonema* sp.  
*Nitzschia* sp.1  
*Nitzschia* sp.2  
Pennales 1  
Pennales 2  
Pennales 3

### **Cryptophyceae**

Cryptophyceae 1  
*Cryptomonas* cf. *Pyrenoidifera*

### **Chlorophyceae**

Volvocales 1  
Volvocales 2  
Chlorophyceae 1  
Chlorophyceae 2  
*Chlamydomonas* sp.1  
*Chlamydomonas* sp.2  
*Ankistrodesmus bernardii*  
*Ankistrodesmus fusiformis*  
*Chlorella* sp.1  
*Chlorella* sp.2  
*Chlorella* sp.3  
*Chlorella* sp.4  
*Closteriospira* cf. *lemanensis*  
*Coelastrum* sp.  
Coenochloris polycocca  
*Crucigeniella crucifera*  
*Dictiosphaerium pulchellum*  
*Didimocystis* sp.  
*Eutetramorus planctonicus*  
*Elakatothrix gelifacta*  
*Elakatothrix genevensis*  
*Kirchneriella obesa*

*Kirchneriella lunaris*  
*Koliella longiseta* var. *variables*  
*Koliella longiseta* f. *tenuis*  
*Monoraphidium* sp.  
*Monoraphidium contortum*  
*Monoraphidium* cf. *dybowski*  
*Monoraphidium fontinale*  
*Monoraphidium irregulare*  
*Monoraphidium komarkovae*  
*Monoraphidium minutum*  
*Nephrocytium agardhianum*  
*Radiococcus* sp.  
*Oocystis* cf. *lacustris*  
*Pediastrum* cf. *duplex*  
*Quadrigula* sp.  
*Scenedesmus acutus* var. *globosus*  
*Scenedesmus* cf. *dimorphus*  
*Scenedesmus* cf. *quadricauda*  
*Scenedesmus* sp.1  
*Scenedesmus* sp.2  
*Scenedesmus* sp.3  
*Scenedesmus* sp.4  
*Scenedesmus* sp.5  
*Tetraedron caudatum*  
*Tetraedron minimum*  
*Tetrallantos lagerheimii*  
*Tetrastrum triangulare*

## **Zygnematophyceae**

*Actinotaenium perminutum*  
*Closterium acutum* var. *variable*  
*Closterium* sp.  
*Cosmarium sphagnicolum*  
*Cosmarium* sp.1  
*Cosmarium* sp.2  
*Cosmarium* sp.3  
*Cosmarium* sp.4  
*Cosmarium* sp.5  
*Cosmarium* sp.6  
*Cosmarium* sp.7  
*Teilingia granulata*  
*Staurodesmus* sp.1  
*Staurodesmus* sp.2  
*Staurodesmus* sp.3  
*Staurastrum excavatum*  
*Staurastrum tetracerum*  
*Staurastrum* sp.

## **Dinophyceae**

*Peridinium umbonatum*

**Apêndice B:** Médias dos valores de temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), condutividade elétrica ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ), pH, transparência da água (m), turbidez (UTN) e clorofila-a ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ) no reservatório e nos mesocosmos, ao longo do período experimental.

TRATAMENTO	DIAS	TEMP.	CONDUT.	PH	TRANSP.	TURB.	CHL-A
Reservatório	0	29,3	28,8	6,9	3,2	0,83	0,96
	3	28,6	27,8	6,6	3,1	0,98	0,96
	5	28,2	28,5	6,6	3,2	0,88	1,12
	7	27,6	28,3	-	3,0	0,32	0,48
	9	27,8	28,0	7,8	2,9	0,30	1,28
	11	27,7	28,4	7,5	3,2	0,98	0,48
	13	28,0	28,1	6,9	3,6	1,05	1,87
	15	27,9	28,3	9,5	1,7	0,12	0,80
	25	26,9	27,5	8,2	2,8	1,29	1,76
Controle	0	29,2	28,9	6,3	3,2	1,00	0,63
	3	28,2	28,7	6,3	2,9	0,95	0,75
	5	27,8	28,7	6,1	3,1	0,82	0,69
	7	27,3	28,5	-	3,2	0,72	0,75
	9	27,2	28,6	6,0	3,4	0,81	0,88
	11	27,4	28,7	7,6	3,1	0,38	0,86
	13	27,4	28,2	7,9	3,5	0,88	0,89
	15	27,5	28,2	8,3	3,4	0,60	1,34
	25	26,9	26,6	6,7	3,9	0,31	1,18
NP	0	29,2	28,8	6,4	3,1	0,80	0,75
	3	28,2	29,9	6,4	3,0	1,19	1,34
	5	27,9	31,6	6,6	2,8	0,93	1,12
	7	27,3	32,9	-	2,6	0,32	1,71
	9	27,4	35,0	7,6	2,6	1,53	2,73
	11	27,7	36,3	8,7	3,0	0,54	1,60
	13	27,6	35,5	8,4	3,7	0,27	0,71
	15	27,7	35,4	9,0	3,5	0,55	2,94
	25	27,3	38,5	9,0	1,9	1,35	5,44
Peixe	0	29,2	28,8	6,4	3,3	0,84	1,18
	3	28,4	31,0	5,3	2,2	1,72	1,44
	5	28,0	35,7	5,1	1,2	2,34	8,38
	7	27,5	38,9	-	1,0	1,37	15,72
	9	28,2	38,7	6,8	0,7	9,48	91,23
	11	28,1	40,2	8,2	0,3	17,47	191,86
	13	28,3	43,0	9,6	0,3	29,43	282,10
	15	28,1	42,8	9,9	0,2	39,71	542,28
	25	27,4	56,0	9,7	0,2	43,90	438,86

**Apêndice C:** Médias das concentrações de amônia, nitrato, nitrito, fosfato e fósforo total ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) e razão N/P dissolvidos presentes na água do reservatório e dos mesocosmos, ao longo do período experimental.

TRATAMENTO	DIAS	AMÔNIA	NITRATO	NITRITO	ORTO FOSFATO	P TOTAL	N/P
Reservatório	0	14,95	8,15	1,37	19,49	14,17	1,26
	3	11,46	5,64	2,78	2,05	7,63	9,69
	7	14,12	12,95	2,24	4,10	7,09	7,14
	11	9,51	0,74	1,99	1,03	8,27	11,90
	15	8,51	5,62	1,12	2,06	4,36	7,42
	25	5,67	0,36	1,49	6,68	7,48	1,13
Controle	0	14,29	5,07	1,73	5,64	7,63	3,74
	3	7,27	5,42	0,90	2,48	7,45	5,48
	7	9,09	6,21	1,48	3,76	11,45	4,46
	11	6,44	6,36	1,83	2,06	12,13	7,11
	15	13,06	6,08	1,50	2,66	3,20	7,77
	25	21,99	6,35	1,95	15,60	5,23	1,94
NP	0	13,68	60,44	2,01	3,25	10,54	23,43
	3	6,24	107,37	1,78	3,42	9,99	33,74
	7	6,94	258,86	3,53	4,62	14,90	58,34
	11	21,70	707,16	4,28	2,31	15,25	316,86
	15	37,92	678,23	4,09	2,23	6,02	323,26
	25	7,45	432,30	5,27	3,09	6,07	144,25
Peixe	0	43,81	1,95	1,36	3,59	10,36	13,12
	3	144,03	2,32	1,37	8,38	47,05	17,63
	7	428,23	6,73	2,48	127,73	326,10	3,42
	11	328,02	22,30	2,98	66,16	597,34	5,34
	15	238,51	17,58	3,95	35,13	347,94	7,40
	25	50,70	16,29	4,44	51,42	313,83	1,39

**Apêndice D:** Médias das densidades das classes fitoplanctônicas (ind.mL<sup>-1</sup>) presentes no reservatório e nos mesocosmos, ao longo do experimento.

TRATAMENTO	DIAS	CYANOB	CHLORO	CHRYSO	ZYGNE	OUTRAS
Reservatório	0	1903	654	208	625	193
	15	1993	550	164	1502	238
	25	2289	480	0	933	85
Controle	0	1937	417	86	519	95
	15	3496	366	505	1796	49
	25	2898	832	22	1378	38
NP	0	2871	699	12	714	111
	15	110	2446	42	149	77
	25	1407	3386	0	158	431
Peixe	0	2069	537	6	659	120
	15	26098	126989	626	6942	4384
	25	209	149908	0	3758	4593