ESTUDO EXPERIMENTAL DE BIOMANIPULAÇÃO: ANÁLISE DOS IMPACTOS AMBIENTAIS DE DUAS ESPÉCIES DE PREDADORES NO CONTROLE DE TILÁPIA, NO LAGO PARANOÁ (BRASÍLIA – DF).

Serviço de Pós-Gradução EESC/USP

EXEMPLAR REVISADO

Data de entrada no Serviço: 29/09/02

Ass.:.....

RINALDO ANTONIO RIBEIRO FILHO

DEDALUS - Acervo - EESC

31100037075

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências da Engenharia Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Miguel Petrere Jr.

São Carlos, 2002

EESC-USP Biblioteca Campus de S. Carlos

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato: Engenheiro **RINALDO ANTONIO RIBEIRO FILHO**

Dissertação defendida e julgada em 26-07-2002 perante a Comissão Julgadora:

APROVADO

Prof. Assoc . **EVALDO LUIZ GAETA ESPINDOLA (Orientador)**
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

Aprovado

Dra. **MÁRCIA NOÉLIA ELER**
(Pesquisadora FAPESP)

APROVADO

Dr. **JOSÉ SÁVIO COLARES DE MELO**
(Pesquisador do Centro de Pesquisa e Treinamento em Peixes Tropicais/CEPTA/IBAMA/Pirassununga)

Prof. Doutor **VALDIR SCHALCH**
Coordenador do Programa de Pós-Graduação
em Ciências da Engenharia Ambiental

Profa. Assoc. **MARIA DO CARMO CALIJURI**
Presidente da Comissão de Pós-Graduação

Este trabalho é dedicado aos meus pais, Rinaldo e Gracita,
a meus irmãos, Fabiano, Rodrigo e Felipe
a minha mulher Julia e
a toda minha Família

AGRADECIMENTOS

Ao Programa de Pós Graduação do Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada (CHREA) da Escola de Engenharia de São Carlos-USP.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão a bolsa de estudo durante o período de vigência do mestrado.

Ao meu orientador Dr. Miguel Petrere Júnior pela amizade e orientação durante todo tempo de convívio.

Ao Dr. Fernando Starling pela amizade e orientação e ajuda no desenvolvimento e delineamento experimental deste trabalho.

A Companhia de Água e Esgotos de Brasília (CAESB) por todo apoio fornecido e pelas análises dos parâmetros da qualidade da água.

Ao Tião (técnico da CAESB) pela amizade e toda ajuda no trabalho de campo. A Aquático (Wadson) pela ajuda em campo.

A Samuel pela doação dos exemplares de surubim. Ao Zoológico de Brasília pelo fornecimento dos exemplares de tucunaré.

Aos meus pais, Rinaldo e Gracita e irmãos, Fabiano, Rodrigo e Felipe por todo amor, carinho e apoio.

A Julia, minha mulher, pelo amor, amizade, carinho e pela imprescindível ajuda dada a este trabalho (ajuda no campo e na redação).

A os meus sogros, Joaquim e Regina, por todo carinho e apoio dado.

Ao Dr. Xavier Lazzaro pela amizade, apoio e incentivo ao início de minha carreira na área de biomanipulação.

A Daniela pela ajuda na análise da clorofila e zooplâncton.

A Cecília Prado, pela ajuda com o abstract.

Ao prof. Evaldo Espíndola pelo apoio durante o curso da pós-graduação e pelas oportunidades oferecidas.

A banca examinadora por aceitarem examinar este trabalho.

Aos amigos de turma da pós-graduação, pelo convívio durante as disciplinas cursadas. A Evandro Moretto, pelo convívio e amizade, e pela ajuda na elaboração dos resultados de zooplâncton.

A Tati W. pela amizade e pela força na temporada de Brasília.

Aos amigos Caio, Juliana, Xolo, Zá, Alemão, Maracatu, Tchê, Simone, Sofia, Patrícia, Mariana , Zuba, Carol, Mau-Mau e Caê pela amizade e convívio durante o curso em São Carlos.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....i
LISTA DE TABELAS.....iii
RESUMO.....iv
ABSTRACT.....v

Página

1. INTRODUÇÃO..... 1
1.1. Eutrofização..... 1
1.2. Controle da eutrofização – gerenciamento ecotecnológico..... 3
1.3. Biomanipulação: conceito e técnicas aplicadas..... 4
1.4. Relação entre peixes e qualidade da água..... 10
1.5. Aspectos alimentares de peixes predadores..... 11
1.6. Utilização de peixes predadores em biomanipulação..... 13
1.7. Experimentos em limnocurrais – Possíveis restrições impostas..... 18
1.8. O Lago Paranoá..... 20
1.8.1. Histórico das introduções de espécies ictíicas no Lago Paranoá..... 21
1.8.2. A ictiofauna do Lago Paranoá..... 22
1.8.3. A pesca no Lago Paranoá..... 24
1.8.4. Manejo pesqueiro do Lago Paranoá para o controle do aporte interno de nutrientes..... 25
1.8.5. O programa de biomanipulação..... 26
2. OBJETIVOS..... 30
2.1. Objetivo geral..... 30
2.2. Objetivos específicos..... 30
3. METODOLOGIA..... 31
3.1. Estimativa da biomassa de peixes e estrutura da comunidade ictíica nas áreas marginais do Lago Paranoá..... 31
3.2. Caracterização dos peixes predadores utilizados nos experimentos..... 32
3.3. Adaptação dos peixe às condições limnológicas do Lago Paranoá..... 33

3.4. Avaliação dos impactos dos peixes predadores sobre as populações de tilápias, e a qualidade da água, em áreas marginais do Lago Paranoá..... 34
4. RESULTADOS..... 38
4.1. Estimativa da biomassa de peixes e estrutura da comunidade ictíica nas áreas marginais do Lago Paranoá..... 38
4.2. Biomassas de peixes nos tratamentos..... 40
4.3. Efeito dos predadores sobre o estoque de presas..... 42
4.4. Efeito dos estoques de peixes na qualidade da água..... 45
4.5. Características físicas e químicas da água..... 46
4.5.1. Temperatura..... 46
4.5.2. pH..... 47
4.5.3. Condutividade elétrica..... 47
4.5.4. Transparência da água..... 48
4.5.5. Turbidez..... 49
4.5.6. Oxigênio dissolvido..... 49
4.5.7. Amônia..... 50
4.5.8. Nitrito..... 51
4.5.9. Nitrato..... 51
4.5.10. TKN (Total Kjeldahl Nitrogen)..... 52
4.5.11. Nitrogênio total..... 53
4.5.12. Fósforo solúvel..... 53
4.5.13. Fósforo total..... 53
4.6. Parâmetros biológicos..... 54
4.6.1. Concentração de clorofila..... 54
4.6.1.1. Clorofila total..... 54
4.6.1.2. Clorofila fracionada..... 55
4.6.2. Abundância de zooplâncton..... 56
4.6.2.1. Abundância relativa dos principais grupos de zooplâncton..... 56
4.6.2.2. Abundância numérica dos principais grupos de zooplâncton... 57
5. DISCUSSÃO..... 60
5.1. Variáveis físico-químicas..... 60
5.2. Análise de biomassa fitoplanctônica (clorofila)..... 63
5.3. Análise do zooplâncton..... 64

5.4. Efeitos dos peixes predadores sobre as populações de tilápias..... 65
5.5. Estratégias de manejo de peixes baseadas na estocagem de peixes predadores..... 68
6. CONCLUSÕES..... 72
7. RECOMENDAÇÕES..... 74
7.1. Implicações para o manejo de reservatórios e teoria da cadeia alimentar..... 74
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS..... 76

LISTA DE FIGURAS

Página

1 Efeito Top-Down : Bottom-up, modificado por CARPENTER & KITCHELL (1996)..... 5
2 Comparação entre complexidades das interações entre ambientes temperados e tropicais, relatada por LAZZARO, 1997..... 9
3 Ilustração da Teoria de Cascata trófica em ambientes eutróficos e oligotróficos (BERGMAN e BERGSTRAND, 1999)..... 16
4 Imagem LANDSAT do Plano Piloto de Brasília, com destaque para o Lago Paranoá e seus braços..... 20
5 Ilustração do efeito de tilápias em reservatórios tropicais (STARLING, 1998)..... 28
6 Área cercada na margem para a aplicação a rotenona..... 31
7 Tucunaré (*Cichla ocellaris*)..... 32
8 Surubim (*Pseudoplatystoma fasciatum*)..... 33
9 Tanques redes utilizados para adaptação das espécies..... 33
10 Limnocurrais localizados na ETE-Norte: imagem de satélite e detalhe de foto aérea.. 34
11 Delineamento experimental 36
12 Efeito da presença dos predadores sobre as tilápias nos diferentes tratamentos..... 42
13 Variação da temperatura da água ao longo do tempo, para os tratamentos e o lago..... 46
14 Variação do pH da água ao longo do tempo, para os tratamentos e o lago..... 47
15 Variação da condutividade da água ao longo do tempo, para os tratamentos e o lago..... 48
16 Variação da transparência da água ao longo do tempo, para os três tratamentos e o lago..... 48
17 Variação da turbidez do água ao longo do tempo, para os três tratamentos e o lago..... 49
18 Variação de OD da água ao longo do tempo, para os três tratamentos e o lago..... 50
19 Variação da amônia da água ao longo do tempo, para tratamentos e o lago 50
20 Variação do nitrito da água ao longo do tempo, para tratamentos e o lago..... 51
21 Variação da nitrato do água ao longo do tempo, para tratamentos e o lago..... 52
22 Variação da concentração de TKN na água ao longo do tempo, para os três tratamentos e o lago..... 52
23 Variação do nitrogênio total do água ao longo do tempo, para os três tratamentos e o lago..... 53
24 Variação do fósforo total do água ao longo do tempo, para os três tratamentos e o lago..... 54

25 Variação do clorofila total da água ao longo dos três tratamentos e no lago..... 55
26 Variação do clorofila fracionada da água ao longo dos três tratamentos e no lago..... 55
27 Abundância relativa entre os grupos zooplanctônicos para todos os tratamentos e o lago..... 57
28 Estrutura da comunidade zooplanctônica nos tratamentos e no lago..... 59

LISTA DE TABELAS

Página

1 Resultados obtidos em experimentos de biomanipulação, de acordo com SEDA *et al.*, 2000 (modificado)..... 18
2 Espécies de peixes encontradas no Lago Paranoá..... 23
3 Distribuição de peixes por classes de comprimento, em número e peso, no início do experimento..... 35
4 Espécies de peixes encontrados após a aplicação de rotenona..... 38
5 Espécies de peixes encontradas por STARLING (1998)..... 39
6 Comparação entre os índices de diversidade obtidos para STARLING (1998) e para o presente estudo..... 40
7 Biomassa de estocagem dos tratamentos no início e no final do experimento..... 41
8 Distribuição por classes de comprimento das presas no início e final do experimento, em número e em peso (entre parênteses)..... 43
9 Médias dos estoques de presas por tratamento em número e peso (entre parênteses) no início e no final do experimento..... 45
10 Resultado da análise estatística (RMA) para as variáveis físicas e químicas da água..... 45
11 Médias das variáveis físicas e químicas da água..... 46

RESUMO

RIBEIRO FILHO, R.A.(2002). **Estudo experimental de biomanipulação: Análise dos impactos ambientais de duas espécies de predadores no controle de tilápia, no Lago Paranoá (Brasília – DF)**. Dissertação de mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

O gerenciamento dos estoques pesqueiros, um dos instrumentos da biomanipulação, deve ter início com a classificação das espécies existentes e sua diversidade, a estrutura da rede alimentar e as relações reguladoras, como a relação predador-presa. O Lago Paranoá (Brasília, DF) é um reservatório urbano que sofre pressões antrópicas devido a seus usos múltiplos. Após sua construção e enchimento, sucessivas introduções de espécies ictíicas exóticas causaram um desequilíbrio que, associado às pressões descritas acima, geraram uma aceleração no processo de eutrofização deste ambiente. Desta forma, os objetivos deste trabalho foram: avaliar os impactos ambientais da introdução das espécies predadoras sobre a cadeia trófica e a qualidade da água do reservatório; determinar a eficiência das diferentes espécies de predadores no controle das presas nas áreas marginais da represa, discutindo possíveis estratégias de manejo pesqueiro baseadas na estocagem de peixes predadores. Para tanto foram construídos 10 limnocurrais com lonas impermeáveis numa baía localizada no ETE-Norte (Estação de tratamento de esgotos - Norte). Em seu interior, após a retirada de todos os peixes, foram estocadas por um período de 28 dias, duas espécies de predadores (*Cichla ocellaris* e *Pseudoplatystoma fasciatum*) e uma comunidade simplificada de presas (*Tilapia rendalli e Oreochromis niloticus*), acima da capacidade de suporte do sistema, definida em 4 classes de tamanho. As biomassas de estocagem foram determinadas a partir de aplicação de rotenona em uma área com dimensões conhecidas, e extrapoladas para as áreas dos limnocurrais. As variáveis físicas e químicos da água foram acompanhados semanalmente durante o experimento. Não houve diferenças significativas entre os tratamentos, em relação às variáveis limnológicas. Quanto ao controle de presas, o tucunaré mostrou-se um predador eficiente em relação às classes de tamanhos menores (2- 6,9 cm e 7– 12,9 cm), fato não observado para o tratamento com surubim. De acordo com os resultados obtidos, não foi comprovada a hipótese de cascata trófica devido à complexidade das interações entre os organismos em ambientes tropicais.

Palavras chaves: Biomanipulação, predador-presa, qualidade da água, cascata trófica, reservatório.

ABSTRACT

Ribeiro Filho, R.A. **Experimental Study of Biomanipulation: analysis of environmental impact of two species of predators in the control of tilápia, in Paranoá Lake (Brasília, DF)**. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (USP).

The managing of the fish stocks, one of the tools of the biomanipulation, must begin with the classification of the present species and their diversity, of the structure of the food web and of the regulation relations (as the relation predator-prey).The Paranoá Lake (Brasíia, DF) is an urban reservoir that suffers human pressures as a result of its multiple uses. After its construction and filling, the successive introduction of many fish exotic species resulted in an unbalance that, associated with the pressures described above, generated an acceleration in the eutrophication process of the ambient. In this way, the objectives of this work were: evaluate the environmental impacts from the introduction of the species predators in food web and quality from the reservoir's water; decide the efficiency of the species of predators in the prey's control in the marginal areas from dam, discussing possible fishing strategies of management based in the stocking of fish predators. Them, 10 limnocorrals were built with waterproof canvases in a bay located in ETE-NORTE (sewers handling Station - North). In its interior, after retreat of all fishes, by a period of 28 days, two species of predators were stocked (*Cichla ocellaris* and *Pseudoplatystoma coruscans*), and a community simplified of prey (*Tilapia rendalli* and *Oreochromis niloticus*), above from the capacity of the system, defined in 4 classes of size. The biomasses of stocking were determined from application of rotenona in an area with known dimensions, and overstepped for the areas of the limnocorrals. The physical-chemists parameters from the water were accompanied weekly during the experiment. It had no significant differences between the handlings, regarding the variables limnological. As regards the control of prey, *C. ocellaris* showed itself an efficient predator regarding the smallest classes of sizes (2-6,9 cm and 7– 12,9 cm), fact do not observe for the handling with *P. coruscans*. Agreement with the results obtained, was not verified to hypothesis of trophic cascade due to the complexity of the interactions between the agencies in tropical environments.

Key words: Biomanipulation, predator-prey, water quality, trophic cascade, reservoir

1 – INTRODUÇÃO

Os estudos sobre a alimentação de peixes, em particular aqueles que se referem a dieta e atividade alimentar, fornecem informações para se compreender o funcionamento trófico de um ecossistema, ou seja, o conjunto de relações do tipo predação, competição e "grazing" entre os organismos. A utilização de técnicas de manejo de comunidades ictíicas pode promover o melhoramento da produção pesqueira e/ou o controle da qualidade da água, bem como melhorias para o cultivo em cativeiro (AGOSTINHO & GOMES, 1997). A biomanipulação é uma ferramenta da ecotecnologia, definida originalmente como qualquer intervenção em determinado componente chave da cadeia alimentar de um lago ou reservatório, visando promover melhorias na qualidade da água, e representa uma técnica ecológica de manejo cuja implementação tem sido amplamente testada e recomendada (SHAPIRO *et al.*, 1975; DE BERNARDI & GIUSSANI, 2001).

1.1 - A eutrofização

A eutrofização é um dos estados da sucessão natural dos ecossistemas de lago: na medida que o tempo passa, os nutrientes se acumulam dentro da bacia lacustre, ocorrendo um desenvolvimento cada vez maior das populações de fitoplâncton, observando-se com freqüência o aparecimento de florações ("blooms") de algas (WETZEL, 1993). Quando acontece naturalmente, a eutrofização é gradual e lenta, demorando dezenas de anos para se estabelecer.

Os processos de eutrofização observados atualmente são muito rápidos (STRAŠKRABA & TUNDISI, 2000) e seguramente constituem o fator mais importante que afeta lagos e reservatórios em todo mundo. O aumento da eutrofização se dá devido a atividades antrópicas que aceleraram o processo de degradação de ambientes aquáticos, ocasionado por processo anti-natural (esgotos, agricultura, etc.) e com resultados desastrosos, comprometendo seriamente a importância dos sistemas como recursos primários ao desenvolvimento sócio-econômico (DE BERNARDI & GIUSSANI, 2001). Entre os diversos resultados do aporte de materiais ao ecossistema, a proliferação de cianobactérias (algas azuis) apresenta as piores conseqüências para as

populações humanas, pois estas algas liberam toxinas com efeitos desagradáveis e por vezes perigosos para a saúde (VASCONCELOS, 1995).

Quando acontece rapidamente como conseqüência das atividades humanas (MARQUES & BOAVIDA, 1997), a eutrofização pode ter resultados desastrosos também para as populações aquáticas, incluindo a diminuição progressiva da concentração de oxigênio dissolvido na água, devido ao desenvolvimento exagerado das algas microscópicas que constituem o fitoplâncton e ao aumento extraordinário da decomposição, que podem conduzir à mortandade de peixes. Este fenômeno foi observado por anos no lago Paranoá (STARLING, 1998), que apresentava um processo rápido de eutrofização ocasionado por lançamento de esgoto não tratado. Após a construção de estações de tratamento de esgoto, o lago vem apresentando uma melhora relevante na qualidade da água, passando na classificação trófica de eutrófico para mesotrófico (BURNETTI *et al.*, 2001). STARLING (1998) mostrou que a alta biomassa de tilápias (*Tilapia rendalli* e *Oreochromis niloticus*) ocasionava um aumento de nutrientes na coluna da água, ocorrendo mortandades de peixes em certas regiões do lago.

No caso de sistemas lacustres tropicais, como o Paranoá, trata-se particularmente de testar os efeitos benéficos de manipulações das populações de peixes onívoros filtradores, como por exemplo a remoção da biomassa excessiva de tilápias e a introdução da carpa prateada (*Hypophthalmichthys molitrix*) livre ou em gaiolas (STARLING & LAZZARO, 2001), e manipulação de onívoros (tilápias) através de experimentos de predação (Top-down) com o tucunaré (*Cichla ocellaris*) e o surubim (*Pseudoplatystoma coruscans*), como no presente estudo.

O desenvolvimento exagerado das cianobactérias se dá pela grande quantidade de nutrientes disponíveis na água e porque as populações de consumidores não são suficientemente numerosas para predarem, por herbivoria (LAZZARO, 1987; 1997), todas as algas. No próprio fitoplâncton há mecanismos de "defesa" contra a herbivoria: assiste-se normalmente, nos ambientes eutróficos, à substituição de uma comunidade de algas unicelulares, facilmente consumida pelos herbívoros, por uma comunidade constituída por algas filamentosas e coloniais, cujas dimensões dificultam ou tornam impossível a ingestão pelos herbívoros.

Há vários meios para controle da eutrofização, desde os físico-químicos, como por exemplo a aeração do hipolímnion dos lagos (MCQUEEN & STORY, 1986), até os métodos em que se modificam ou manipulam as populações biológicas (HRBÁCEK *et*

al., 1961) e que por isso assumem a designação geral de biomanipulação (SHAPIRO *et al.*, 1975). Dentro destes últimos métodos pode ainda proceder-se (1) atuando de cima para baixo na cadeia trófica, através da comunidade de herbívoros (SHAPIRO, 1973; BERNNDORF, 1988; SEDA *et al.*, 2000) ou (2) atuando de baixo para cima na cadeia trófica, através da diminuição dos nutrientes disponíveis (SCHINDLER, 1974).

1.2 - Controle da eutrofização – Gerenciamento Ecotecnológico

Existem várias técnicas para gerenciamento e manejo da qualidade da água de um reservatório (STRAŠKRABA, 1996), incluindo, por exemplo:

I) Controle das Fontes Externas de Nutrientes:

- Tratamento Terciário dos Esgotos
- Práticas Agrícolas Adequadas: local, época e quantidade de uso; manejo das culturas e tipo de fertilizantes
- Exportação de Nutrientes: capacidade de autodepuração
- Manejo de "Wetlands" (pântanos e bancos de plantas aquáticas)
- Proteção da Vegetação Ciliar: redução do carreamento de sólidos
- Construção de Pré-Reservatórios: controle do assoreamento

II) Medidas Internas de Controle da Eutrofização:

- Circulação Artificial e Oxigenação: desestratificação, aeração hipolimnética ou por camada e mistura epi ou metalimnética
- Remoção de Sedimento: dragagem
- Aeração do Sedimento: injeção de cloreto férrico, cal e nitrato de cálcio no sedimento
- Selagem do Sedimento: cobertura com material inerte
- Inativação do Fósforo: precipitação com sulfato de alumínio
- Regulação Hidráulica: tomada d'água seletiva
- Algicidas: envenenamento por cobre
- Redução de Luz: sombreamento, cobertura
- Controle de Macrófitas: colheita, controle biológico
- Biomanipulação: maximizar efeitos positivos na cadeia alimentar

Dentre todas as técnicas citadas acima, a biomanipulação é a que apresenta menor custo e é inteiramente natural, não sendo necessários equipamentos nem produtos químicos, combinando as necessidades dos peixes com os requisitos da qualidade da água, necessitando apenas o gerenciamento dos estoques pesqueiros (STRAŠKRABA & TUNDISI, 2000).

1.3 - Biomanipulação: conceito e técnicas aplicadas

O termo biomanipulação foi primeiramente utilizado por HRBÁČEK *et al.* (1961) e por SHAPIRO *et al.* (1975). O princípio deste método consiste na manipulação dos organismos aquáticos e da cadeia alimentar. Pressões alimentares sobre o zooplâncton são efetuadas por peixes, de forma que espécies maiores de zooplâncton predominem, sendo assim capazes de manter a biomassa de fitoplâncton sob controle. Isto pode ser feito quando é baixo o número de peixes que se alimentam de zooplâncton. Em contrapartida, em reservatórios superpovoados os peixes crescem lentamente e devido a seu elevado número e pequeno tamanho (animais pequenos têm maior necessidade alimentar), as espécies maiores de zooplâncton são dizimadas, não sendo as menores capazes de controlar as algas eficientemente.

A biomanipulação é uma técnica de ecotecnologia que pode ser aplicada para a recuperação de lagos nas regiões temperadas e tropicais (DE BERNARDI & GIUSSANI, 2001), atuando no controle de poluição (eutrofização): (a) por meio de remoção biológica de nitrogênio e fósforo por macrófitas / biomanipulação; (b) através da disposição de resíduos sólidos (re-uso), utilizando o lodo orgânico como fertilizante agrícola; e (c) através da aquicultura (policultivo integrado), com o reaproveitamento de resíduos pelos próprios peixes / re-uso (MITSCH & JORGENSEN, 1989). A aplicabilidade desta técnica em ambientes tropicais e subtropicais está na demanda de usos múltiplos de lagos urbanos para muitas atividades potencialmente conflitantes, como a elevada freqüência de eutrofização e superpopulação de peixes onívoros (tilápias) (exemplos do Lago Paranoá, Billings, Guarapiranga, Pampulha, Tapacurá, Jacarepaguá, etc.) e o elevado potencial de aplicação de técnicas complementares de manejo conjugando os benefícios ambientais com os sócio-econômicos.

Ciclos alimentares são controlados através das interações de cascata trófica, isto é, efeitos que se propagam nos diferentes elos da cadeia alimentar, e as

biomassas dos organismos envolvidos são determinadas pela predação, dando origem às teorias "bottom-up : top-down" (MCQUEEN *et al.*, 1986). Este conceito combina as influências do predador (o peixe é o topo da cadeia de alimentar, indo para baixo: top-down) e a disponibilidade do recurso (o recurso alimentar vem da base da cadeia, indo para cima: bottom-up) (Figura 1).

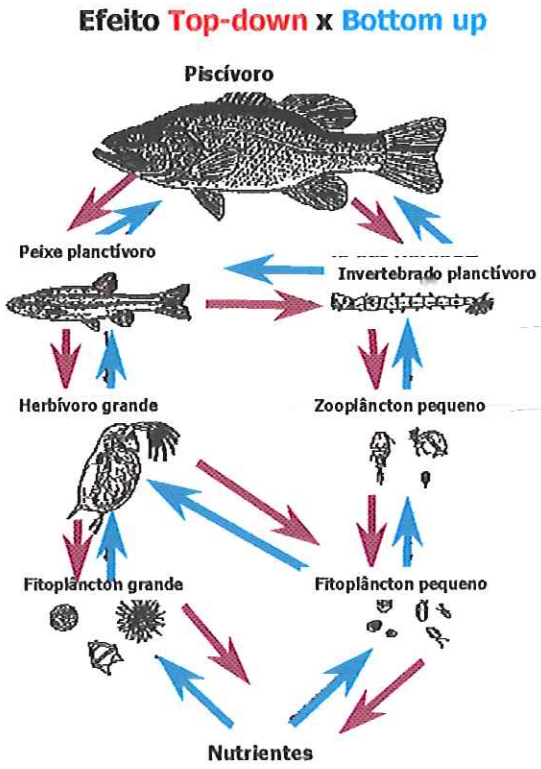

Figura 1 : Efeito Top-Down : Bottom-up, modificado por CARPENTER & KITCHELL (1993).

Os primeiros experimentos com biomanipulação foram executados em lagos profundos (BENNDORF *et al.*, 1984; CARPENTER & KITCHELL, 1993), visando a remoção de peixes através da aplicação de rotenona ou da estocagem de peixes predadores (BENNDORF *et al.*, 1984; HENRICKSON *et al.*, 1980; SHAPIRO & WRIGHT, 1984).

Na Holanda, a biomanipulação implica usualmente na redução substancial de peixes planctívoros e bentófagos em lagos de pouca profundidade. ROOS *et al.* (1995), realizaram experimentos no Lago Zuidlaardermeer, onde construíram cercas de

madeira de 625 m^2, observando os efeitos da redução de estoques de peixes no meio, na qualidade da água e nos organismos. MEIJER *et al.* (1999) revisaram trabalhos de biomanipulação em 18 lagos holandeses, sendo a eficiência deste método observada através do aumento da transparência da água em 90% dos casos. Vale ressaltar que o maior aumento desta variável ocorreu em lagos com alta redução de estoque de peixes.

Pode-se promover o desenvolvimento de populações de peixes capazes de controlar o desenvolvimento de zooplâncton e fitoplâncton de 3 maneiras (STRAŠKRABA & TUNDISI, 2000):

1) retirada temporária de populações atrofiadas por meio de envenenamento através de timbó (rotenona) ou por predadores;

2) introdução contínua de peixes predadores e pesca com rede dos peixes forrageiros, colaboração com a pesca esportiva e emprego de métodos de pesca comercial;

3) esvaziamento do reservatório durante os períodos de reprodução das espécies indesejáveis de peixes.

KASPRZAK (2001), em uma extensiva revisão na literatura, classificou os sucessos e os fracassos da biomanipulação, sendo os mais relevantes:

a) Sucessos - Aumento dos estoques de peixes piscívoros; redução de estoques de peixes planctívoros; incremento do zooplâncton, principalmente as espécies de *Daphnia* , e aumento de seu tamanho médio; aumento da herbivoria realizada pelo zooplâncton; melhoria no desenvolvimento dos macrozoobentos; redução na biomassa do fitoplâncton; mudança estrutural do fitoplâncton; redução da produção primária planctônica; aumento da biomassa de macrófitas em lagos rasos; aumento na transparência das águas; redução da concentração total de fósforo; limitação da amplitude de variação do ritmo diurno da concentração de oxigênio e pH.

b) Fracassos e problemas – A criação e a estabilização de uma população de peixes piscívoros é difícil e requer muito tempo. Às vezes torna-se difícil controlar a população de peixes planctívoros, que sempre tende a restabelecer estoques elevados. Com exceção do envenenamento de toda a comunidade, a tendência estabelecida na rede alimentar pela remoção manual de espécies de peixes que se alimentam de zooplâncton e/ou pela introdução de espécies predadoras, pode, por vezes, ser fraca demais para provocar reações consideráveis. O volume de peixes planctívoros a ser removido depende em grande parte das espécies e da composição por tamanho da comunidade de peixes. As populações de *Daphnia* spp dificilmente ficam estáveis,

sendo ameaçadas por um lado por peixes planctófagos e por outro, sofrendo por falta de alimentos quando ocorrer excesso de biomanipulação. Por vezes é difícil separar os mecanismos "Top-Down e Bottom-up", pois as interações dentro da cadeia alimentar são abafadas, estocasticamente perturbadas e influenciadas por mudanças sazonais. Devido aos diferentes tempos de reposição dos organismos, o restabelecimento de um novo estado de equilíbrio pode levar anos. Normalmente o fitoplâncton é considerado um grupo homogêneo, suas diferenças somente são consideradas no que diz respeito a seu valor nutricional para o zooplâncton. À medida que aumentam as pressões sobre o fitoplâncton, essa comunidade tende a desenvolver uma série de mecanismos de defesa. Com uma concentração crescente de fósforo, diminuem as chances de sucesso mediante a biomanipulação; raramente considera-se o papel do protozooplâncton e das bactérias.

Numa revisão na literatura, DRENNER & HAMBRIGHT (1999) avaliaram o sucesso de projetos de biomanipulação relacionados à melhoria da qualidade de água em lagos e reservatórios eutróficos de regiões temperadas. Foram revisados 41 trabalhos experimentais envolvendo a redução de peixes zooplanctívoros e bentófagos em 39 lagos. As experiências foram divididas em 5 categorias: (1) estoque de piscívoros; (2) estoque de piscívoros com remoção parcial de peixes; (3) remoção parcial de peixes; (4) eliminação de peixes e (5) eliminação de peixes, seguido de estocagem. Foi observado que, dentre as 5 experiências executadas, as mais apropriadas foram a remoção parcial de peixes e o estoque de piscívoros com a remoção de peixes.

REYNOLDS (1994) acredita que não seja possível fazer uma lista de fatores positivos e negativos na manipulação de ecossistemas aquáticos, mas apresenta algumas características do corpo de água para que a biomanipulação tenha sucesso, como: (1) lagos pequenos, menores que 4 ha; (2) lagos rasos, com profundidade máxima menor que 4 m e profundidade média de 1 m; (3) tempo de retenção de 30 dias ou menos; (4) mais que a metade da superfície do lago deve suportar uma cobertura da superfície de macrófitas; (5) algumas medidas devem ser tomadas para promover o crescimento de macrófitas; (6) os lagos pré-manipulados não devem ser dominados por *Oscilatoria* ou qualquer outro desenvolvimento de algas azuis. O lago deve ser dominado por *Chlorococcales* e/ou pequenas diatomáceas e/ou flagelados incluindo *Cryptomonas*; (7) deve haver peixes, mas a população deve ser controlada. Provavelmente é melhor retirar os peixes e depois reestocar peixes herbívoros em

níveis ideais; (8) não havendo a ocorrência da população natural de *Daphnia*, deve-se introduzir *D. magna*.

A pesca seletiva e a introdução de peixes constituem ferramentas para a biomanipulação. Na maioria dos experimentos de manipulação de cadeia alimentar, o peixe representa o elemento manipulado (GOPHEN, 1995).

MCQUEEN (1998) revisou estudos com biomanipulação e a classificou em seis categorias:

a) Adição de peixes planctívoros em pequenos lagos ou tanques: aumento da densidade de algas, porque aumenta a bioturbação, e sofrem redução a biomassa de zooplâncton e de macrófitas.

b) Adição de planctívoros em lagos profundos e estratificados: resulta na redução da pressão do zooplâncton sobre o fitoplâncton, aumentando assim a densidade de algas.

c) Remoção de planctívoros em pequenos lagos ou tanques: tende a estabilizar a bioturbação, aumentando a cobertura de macrófitas e também a pressão do zooplâncton sobre o fitoplâncton. Todavia, estudos de longo prazo sugerem que o sucesso inicial de manipulação pode ser objeto de deterioração devido à substituição de espécies de macrófitas, reinvasão dos planctívoros-bentívoros, e substituição de espécies de algas.

d) Remoção de planctívoros em lagos profundos e estratificados: freqüentemente resulta em reduções do estoque algal permanente, dando tempo suficiente para que as algas não consumidas dominem a biomassa total de algas retornando às condições pré-manipuladas.

e) Adição de piscívoros em pequenos lagos ou tanques: apresentam sucesso enquanto a biomassa de planctívoros-bentívoros permanece baixa. O sucesso é maior quando a comunidade de macrófitas permanece intacta. Todavia, estudos longos sugerem que as densidades de piscívoros freqüentemente declinam e os piscívoros parecem ser incapazes de manter a comunidade de planctívoro-bentívoro em baixos níveis, os quais são necessários.

f) Adição de piscívoros em lagos profundos e estratificados: resulta em períodos curtos de controle de algas. A substituição de espécies por predadores invertebrados, a proliferação de algas que não são consumidas e mudanças na reciclagem de nutrientes freqüentemente produzem uma nova reestruturação na cadeia alimentar, capaz de sustentar biomassas de algas diferentes daquelas observadas durante os períodos de pré-manipulação.

A aplicação de técnicas de biomanipulação é mais difícil nos trópicos e nas regiões subtropicais devido à alta diversidade de peixes, à grande diferença espacial na composição das espécies, à existência de peixes onívoros e às cadeias alimentares mais complexas, conforme observado por STEIN *et al.* (1995) em reservatórios no sul dos EUA.

LAZZARRO (1997) salienta que as cadeias alimentares de um ecossistema tropical apresentam várias características distintas em relação aos ecossistemas temperados como: (a) peixes carnívoros mais generalistas, substituindo os estritamente piscívoros; (b) predominância do onívoro no lugar do zooplanctívoro; (c) ausência de *Daphnia*, com dominância de microzooplâncton (rotíferos e pequenos cladóceros); (d) elevada proporção de alga de grande tamanho, pouco sujeitas a herbivoria pelo zooplâncton. A fraca relação fito-zooplâncton em sistemas tropicais ou subtropicais favorece o processo de detritivoria na cadeia alimentar e de onivoria pelos peixes planctívoros, explicando assim a complexidade dos ecossistemas tropicais (Figura 2).

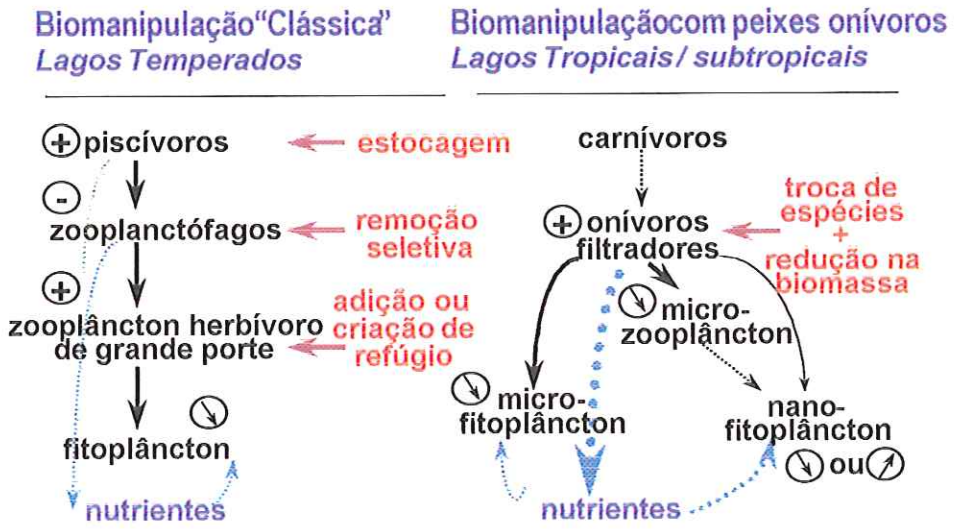

Figura 2: Comparação entre complexidades das interações entre ambientes temperados e tropicais (STARLING & LAZZARO, 2000)

Trabalhos realizados em Israel e no Brasil obtiveram sucesso utilizando carpa prateada, espécie que se alimenta diretamente de grandes colônias de fitoplâncton (LEVENTER & TELTSCH, 1990; STARLING, 1993). GOPHEN (1995) verificou que a

introdução de carpa prateada afetou outras espécies em Israel, e nos trópicos começam a surgir os primeiros resultados envolvendo testes experimentais com peixes zooplanctófagos (ARCIFA *et al.*, 1986; ROCHE *et al.*, 1993) ou iniciativas de manejo envolvendo peixes onívoros (STARLING, 1993, ARCIFA *et al.*, 1995; STARLING & LAZZARO, 1997), sendo ainda necessário um maior conhecimento da cadeia alimentar dos ambientes.

A vantagem do método de biomanipulação, além do seu baixo custo, é ser inteiramente natural, não utilizando equipamentos nem produtos químicos, mas somente recursos biológicos, além de combinar as necessidades dos peixes com indicativos da boa qualidade da água. A única limitação se refere à necessidade de um controle das populações ictíicas no sentido de evitar uma elevada biomassa no ambiente. A pesca esportiva tem maior atuação sobre a população de peixes predadores do que sobre outras que se alimentam de zooplâncton, contribuindo para o desequilíbrio da cadeia trófica. Nesse sentido, o controle citado atuaria nesta pesca, de forma a diminuir o impacto desta atividade sobre a qualidade final da água.

1.4 - Relação entre peixes e qualidade da água

Os peixes desempenham um papel importante na biocenose do reservatório, se analisado em relação à qualidade da água. A presença ou ausência de determinadas espécies aliada à quantidade de peixes existentes no sistema, ajuda a determinar a composição e quantidade de nutrientes, de zooplâncton e fitoplâncton presentes nos reservatórios (JEPPESEN *et al.*, 1997).

A ictiofauna de um reservatório é alterada de acordo com as características da qualidade da água, devido a dois fatores: (a) contaminação por poluentes via tributários, que pode influenciar diferentes partes do reservatório; (b) mudanças na operação do sistema hidrológico (STRAŠKRABA & TUNDISI, 2000). A composição das espécies da fauna depende em grande parte das características geográficas e, de acordo com FERNANDO & HOLČÍK (1991), lagos e reservatórios caracterizam-se pela ausência de verdadeiras espécies pelágicas, sendo a maioria dos reservatórios povoada por espécies que habitam a região litoral.

A introdução de espécies exóticas em um reservatório pode acarretar grandes problemas para seu gerenciamento. A falta de conhecimento científico sobre a cadeia

trófica e as interações entre as espécies e as taxas de crescimento das populações induzem situações complexas, acarretando a predominância de espécies não desejáveis. O gerenciamento dos estoques pesqueiros deve ter início com a classificação das espécies existentes e sua diversidade, e a estrutura da rede alimentar e as relações reguladoras, como a relação predador-presa.

Dependendo dos nichos alimentares existentes no sistema, o impacto das espécies introduzidas pode ser menor, caso elas venham a colonizar nichos com poucos competidores. ZARET & PAINE (1973) estudaram o Lago Kariba, no qual foram introduzidas espécies planctófagas que exploraram a zona pelágica com sucesso. Os mesmos autores documentaram grandes mudanças na cadeia alimentar no Lago Gatun (Panamá) após a introdução do tucunaré.

1.5 - Aspectos alimentares de peixes predadores

No regime alimentar ictiófago as presas são maiores e mais energéticas do que em outros regimes, pois uma dieta à base de peixes tem um coeficiente nutricional superior às demais, permitindo assim períodos de jejum maiores para as espécies piscívoras e uma redução no tempo de caça (NIKOLSKY, 1963).

São amplas as relações existentes entre as diferentes populações nos ecossistemas aquáticos, principalmente os de água doce, devido à grande variedade de nichos e espécies a eles adaptados. A predação é um importante fator ecológico que influencia todos os aspectos da biologia das presas, inclusive sua evolução, forma, fisiologia e comportamento (DODSON, 1989). Para PIANKA (1974), a predação é dinâmica e freqüente, afetando a comunidade como um todo, e tem como resultado a eliminação parcial ou total do animal predado, além de exigir um elevado esforço energético do predador. A predação também pode ser definida como uma interação envolvendo duas populações, com resultados positivos para uma e negativos para a outra (ODUM, 1963).

Para o processo de predação ser desencadeado é necessário que ocorram um ou mais estímulos, que podem ser de motivação interna e externa. Os estímulos internos são determinados pela agressividade ou fatores fisiológicos, como a saciedade, estímulo interno de maior expressão (CURIO, 1976). Os estímulos de

motivação externa são provocados pela presença de presas nas proximidades do predador.

Depois de estimulados, os predadores adotam quatro etapas básicas no comportamento de caça, a saber: procura, detecção, captura e ingestão da presa (KEENLEYSIDE, 1979). A presa pode ser escolhida pelo predador, influenciada pela inclinação inata, saciedade e condicionamento deste aliado à disponibilidade, aparência, comportamento, densidade, tamanho, distribuição e mecanismos de defesa que a presa venha a apresentar (COBLE, 1973).

A vulnerabilidade da presa também é importante na escolha do predador e é definida como o resultado de interações entre as preferências do predador e a disponibilidade de presas (MAUCK & COBLE, 1971).

São poucos os pesquisadores que se dedicam a investigar os mecanismos de alimentação das espécies, principalmente quando se trata de espécies carnívoras. FONTENELE & PEIXOTO (1979) e PAIVA *et al.* (1994) estudaram o manejo predador-presa em reservatórios. Este tipo de manejo é inicialmente baseado na análise dos efeitos da introdução acidental de predadores em lagos (ZARET & PAINE, 1973) e no controle experimental da produção em estação de piscicultura (VERANI, 1980).

As táticas que os predadores empregam no processo de predação são definidas por KEENLEYSIDE (1979) como: atração, emboscada, aproximação sorrateira e perseguição ativa. As táticas de emboscada e aproximação sorrateira requerem habilidade do predador para atuar como elemento surpresa, essencial para se efetuar uma investida rápida e eficiente. A tática de perseguição ativa requer grande habilidade do predador para realizar deslocamentos e manobras rápidas e eficientes.

LAZZARO (1991) estudou a seletividade alimentar e as taxas de alimentação e filtração de peixes planctófagos em condições de laboratório para auxiliar na interpretação dos resultados de experimentos em tanques incubados (*in situ*). A maioria dos predadores ingere totalmente sua presa, de maneira que existe um tamanho máximo de presa em relação ao tamanho da boca do predador. RIBEIRO FILHO (1999) determinou as relações alométricas lineares entre o comprimento padrão e as aberturas bucais (verticais e horizontais) de algumas espécies de predadores em reservatórios de Pernambuco e no Lago Paranoá (Brasília, DF), para estimar a vulnerabilidade das espécies forrageiras.

1.6 - Utilização de peixes predadores na biomanipulação

O emprego sistemático de substâncias ictiocidas como a rotenona para a redução de estoques de peixes planctófagos representa uma técnica onerosa, trabalhosa por necessitar de re-aplicações e muitas vezes polêmica quanto a sua aceitação pela sociedade. A opção mais adequada para reestruturar a comunidade de peixes é a introdução de um carnívoro. BENNDORF *et al.* (1984) introduziram percas e trutas pequenas para controlar e eliminar peixes planctófagos. A transparência da água melhorou, embora a biomassa de fitoplâncton não tenha sido reduzida. SHAPIRO & WRIGHT (1984) utilizaram rotenona para a retirada de peixes planctófagos, com posterior introdução de espécies de predadores com uma proporção de 22 planctófagos para 10 predadores. Num terceiro momento foi introduzido o bagre africano (*Clarias gariespinus*), com o objetivo de prevenir o restabelecimento de uma outra espécie de peixe capaz de lançar os nutrientes do fundo na coluna de água. A transparência da água aumentou de 2,1 m para 4,8 m.

A introdução de um piscívoro em um lago pode vir a eliminar a necessidade de tratamentos com sulfato de cobre, utilizados há muito tempo. Assim, SHAPIRO (1990) observou tal mudança num lago e pôde entender como o predador controlou as florações de algas.

A predação dos piscívoros sobre os planctófagos é um método que visa aumentar a densidade de zooplâncton (PERSSON *et al.*, 1999). A composição desejada de peixes predadores é de 30-40% da biomassa total, tendo BENNDORF (1990) encontrado uma relação de biomassa de 28 piscívoros para 66 planctívoros. A redução de populações indesejáveis se dá através de um intensivo programa de estoque de peixes predadores adultos (ELSER & CARPENTER, 1988; BENNDORF, 1990).

O sucesso da introdução de predadores é limitado. Quando usada como técnica única, estocar não parece fornecer eficácia a longo prazo (SHAPIRO, 1990). Um problema é o elevado número de peixes necessários para controlar populações abundantes de planctívoros (COOKE, 1986). Outro problema está relacionado com inexistência de locais, nos lagos eutrofizados, com características semelhantes ao habitat de origem dos predadores (COOKE, 1986). O custo efetivo de estoque de peixes predadores é duvidoso (LAARMAN, 1978; BARTHELMES, 1988) Pode ocorrer uma forte pressão de canibalismo nos indivíduos juvenis devido ao extenso período

que os estoques de peixes predadores levam para se estabilizar (MILLS *ET AL.*, 1987; VAN DENSEN & GRIMM, 1988).

Mesmo assim, muitos autores têm se dedicado ao estudo do efeito de peixes predadores na biomanipulação, encontrando resultados bastante satisfatórios (SEDA *et al.*, 2000; BERGMAN & BERGSTRAND, E., 1999; PERSSON *et al.*, 1999; DÖNER *et al.*, 1999; OTIS *et al.*, 1998; MEHNER *et al.*, 1998).

A introdução de uma nova espécie predadora (*Stizosteidon lucioperca*), com uma biomassa média de adultos de 224 g/ha em 1 ano, alcançou bons resultados na manipulação de um lago Norueguês (LYNCHE *et al.*, 1990; BRABRAND & FAAFENG, 1993). Para a redução da produtividade primária no reservatório Hubenov, República Tcheca, foi introduzido um estoque de salmonideos numa taxa de 13 kg/ha durante 3 anos (ALBERTOVA *et al.*, 1976; HRBÁCEK *et al.*, 1978, 1986).

Em um trabalho recente, SEDA *et al.* (2000) verificaram o efeito "Top-Down" em nove reservatórios tchecos. Foram introduzidos cerca de 25.000 (468 g/ha) peixes piscívoros, de seis espécies diferentes (*Esox lucius*; *Stizosteidon lucioperca*; *Silurus glanis*; *Aspius aspius*; *Salmo trutta* e *Anguilla anguilla*) por ano em cada reservatório, com os níveis de clorofila, fósforo total e biomassa de zooplâncton inalterados. A estrutura da comunidade zooplanctônica não diferiu de outros reservatórios com ações de estoques naturais de peixes. Isto pode ter ocorrido devido à introdução de biomassa inadequada de predadores, pelo fator reprodução ou pelo seu hábito alimentar (não se alimentando de peixes planctófagos). O efeito "Top-down" não foi verificado, por não se conhecer as preferências alimentares das espécies envolvidas.

MCQUEEN *et al.* (1990), com base em sete anos de estudo, verificaram uma redução na concentração de clorofila e aumento na transparência da água, bem como mudanças na comunidade de piscívoros, planctívoros e zooplâncton, e na concentração de fósforo total na zona epilimnética. Após a morte de peixes causada pelo frio, o número de piscívoros passou de 1.782 kg/ha para 500 kg/ha. O autor observou que os piscívoros exerceram um forte impacto na estrutura da população de planctívoros ($p<0,05$), e os planctívoros tiveram pouco impacto na estrutura da biomassa do zooplâncton. Foi observada também uma significativa correlação positiva entre concentração de clorofila e fósforo total.

PIJANOWSKA & PREJS (1997), realizaram um experimento de biomanipulação em um pequeno lago eutrófico (Lago Wirbel, na Polônia). Na primeira fase introduziram alevinos de "pike" (*Esox lucius*) para controle de planctívoros em estágio

jovem (*Rutilus rutilus*). Na segunda fase utilizou-se rotenona para a remoção total dos peixes. Observou-se um aumento no zooplâncton herbívoro (cladócera: *Daphinia cucullata*) e uma redução da biomassa de algas.

Uma espécie de predador (*Esox lucius*) foi estocada em cada primavera em um lago eutrófico (Lago Lyng, Dinamarca), no período de 1990-1993, com densidades de 515 a 3.616 peixes/ha. A população inicial de peixes era composta por "roach" (*Rutilus rutilus*), "rudd" (*Scardnius erythrophthalmus*), perca (*Perca fluviatilis*) e "ruffe" (*Gymnocephalus cernuus*). Depois do primeiro ano da estocagem a biomassa de "rudd", "roach" e "ruffe", decresceram de modo acentuado de 64% para 97% (BERG *et al.*, 1997).

SONDERGAARD *et al.* (1997) observaram que o estoque de "pike" (500 a 3600 indivíduos/ha) pode ser usado como uma ferramenta para a restauração de lagos com um aumento da transparência da água, criando uma cascata trófica. O efeito da estocagem teve um impacto mais significante nas maiores densidades de estocagens de predadores.

PREJS *et al.* (1997) estudaram durante 7 anos (1988-1994) um pequeno lago eutrófico. Foram introduzidas larvas de "pike", realizadas extensivas pescas e tratamento com rotenona. Na primeira fase do experimento foi introduzido "pike" para o controle da densidade de juvenis planctívoros ("roach" e "bream"), seguido de pescas para a retirada de "pikes" adultos e aplicação de rotenona. A transparência da água (Secchi), inicialmente de 70 a 90 cm, no ano seguinte à aplicação da rotenona (1992) sofreu um acréscimo de 40%. A concentração de fósforo total (PT) caiu de 144-166μg/L para 71-93μg/L.

MCQUEEN *et al.* (1992) realizaram um experimento utilizando tanques para observar o impacto de peixes predadores e nutrientes (N e P) na estrutura da biomassa de zooplâncton, na clorofila-a e transparência da água (Secchi). A biomassa de peixes predadores (perca amarela) foi de 132-142 kg/ha, apresentando um pequeno efeito no zooplâncton. Não foi observada uma relação peixe/clorofila-a, mas houve uma relação negativa para a transparência. A análise de clorofila fracionada mostrou que nos tanques sem peixes a comunidade de fitoplâncton foi dominada por algas celulares grandes e nos tanques com peixes as algas celulares pequenas eram abundantes. Como não se pode atribuir esses efeitos à presença do zooplâncton, foram então analisados outros fatores, como: (1) adição direta de fósforo e excreção do peixe; (2) pequenas adições de fósforo através da morte do peixe; (3) transporte

de nutriente pelo peixe das margens para região limnética do tanque e absorção de nutriente pelo perifíton nas bordas; (4) adição de fósforo por peixe, potencializando a adição de nutriente na alga, promovendo assim aumento no seu tamanho; (5) seleção por competição das algas menores nas gaiolas com peixes.

Vários autores sugerem que o nível trófico da população, estrutura e biomassa de comunidades de água doce são reguladas por predadores (HARBÁCEK *et al.*, 1961; SHAPIRO *et al.*, 1975; SHAPIRO & WRIGHT, 1984; CARPENTER *et al.*, 1985; PERSSON *et al.*, 1988). Pode-se dizer que o aumento da biomassa de piscívoros está associado à queda da biomassa de planctívoros, ao aumento da biomassa do zooplâncton grande e à queda de fitoplâncton, representando a teoria de cascata trófica (Figura 5). Vários autores (SHAPIRO & WRIGHT, 1984; CARPENTER *et al.*,1985; VANNI & FINDLAY, 1990) têm notado que os predadores são importantes para a mudança da reciclagem de nutrientes pelo zooplâncton.

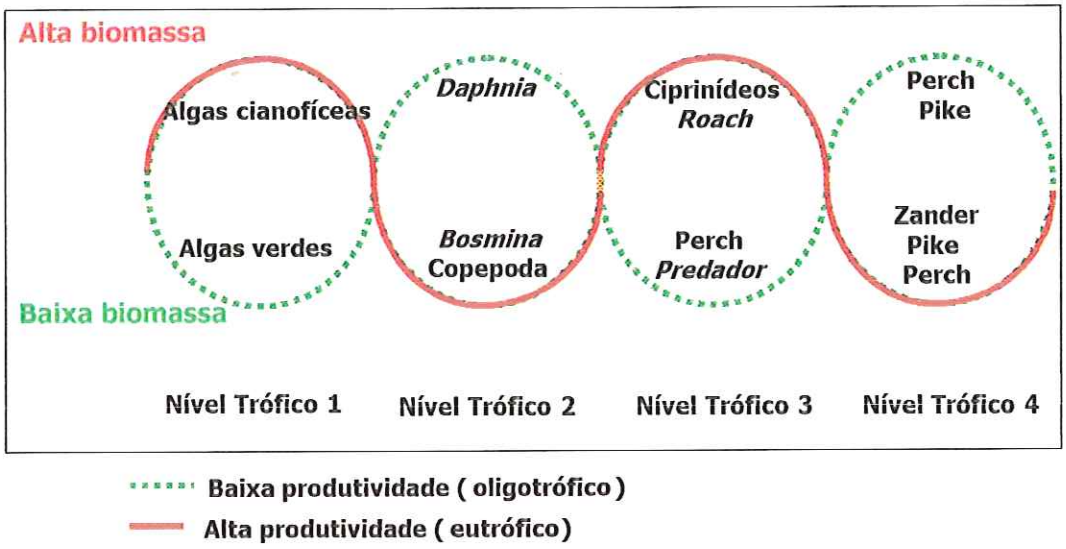

Figura 5: Ilustração da Teoria de Cascata Trófica em ambientes eutróficos e oligotróficos (BERGMAN & BERGSTRAND. 1999).

MEIJER *et al.* (1999) estudaram 18 lagos na Holanda, observando o efeito da biomanipulação na redução do estoque de peixes, com o objetivo de restauração de lagos. A biomanipulação nos lagos estudados fez com que as concentrações de fósforo total e clorofila-a caíssem, aumentando a transparência da água (Secchi). Os mesmos autores estudaram também o Lago Wolderwijd (Holanda). Cerca de 75% (425.000 kg) do estoque de peixes planctívoros foi removido, reduzindo o estoque de 200 kg/ha para 45 kg/ha. Foram introduzidos 600.000 alevinos (3-4 cm) de perca (*Esox lucius*),

verificando-se que a redução do estoque pesqueiro aumentou a transparência da água, passando de 20-40 cm à 1,8 m (MEIJER *et al.*, 1993).

BERGMAN & BERGSTRAND (1999) restauraram a qualidade da água do Lago Ringsjon (Suécia) através da biomanipulação, reduzindo a biomassa de zooplanctívoros (Cyprinidae). A comunidade de peixes do lago foi acompanhada entre 1987 e 1994, e a bacia que teve a proporção de piscívoros aumentada (de 10% para 25-40%) foi a que apresentou maior controle sobre os Cipriniformes.

Um modelo desenvolvido por PERSSON *et al.* (1999) simula a dinâmica do ciclo alimentar do Lago Ringsjon, em particular os efeitos da biomanipulação a longo prazo, para a redução de peixes onívoros. O modelo simula densidades de peixes antes e depois da biomanipulação, sugerindo que este tipo de manejo pode aumentar a biomassa de zooplâncton.

OTIS *et al.* (1998) estudaram o Lago Round (Wisconsin) visando o restabelecimento do equilíbrio predador-presa e a proteção das populações de predadores. A dieta do "largemouth bass" (*Micropterus salmoides*) é constituída em 88% de "bluegill" (*Lepomis macrochirus*). Uma área de 28,8 ha do lago foi fechada (1984 a 1992) para a retirada de predadores através da pesca esportiva e foi observado que a população de "bluegill" teve um aumento em biomassa, resultado do aumento da pressão da pesca.

MEHER *et al.* (1998) estudaram o reservatório de Bautzen (Alemanha) avaliando os efeitos da predação direta de peixes planctívoros, examinando padrões sazonais de fósforo, concentração de carga externa de nutrientes, fitoplâncton, zooplâncton, bentos e a troca direta de 3 predadores: perca, "roach" e "ruffe". Este estudo sugere que a biomanipulação altera o impacto do efeito "Top-down e Bottom-up" dos peixes no reservatório.

A biomassa de predadores varia muito e o sucesso na biomanipulação com a introdução de piscívoros está relatado na revisão da literatura realizada por SEDA *et al.* (2000), conforme mostrado na Tabela 1.

Tabela 1: Resultados obtidos em experimentos de biomanipulação, de acordo com SEDA *et al.*(2000) (modificado).

Lago ou reservatório	Biomassa dos estoques de predadores (g/ha)	Resultado do estoque (+/-)	Referência
Lago Breukeleveen	60	-	VAN DONK *et al.* (1990)
Lago Gjersjoen	224	+	LYCHE *et al.* (1990); BRABRAND & FAAFENG (1993)
Bautzen 1980-84	356	+	BENNDORF *et al.* (1988)
Lago Haugatjern	440	-	REINERTSEN *et al.* (1990)
Nove reservatórios Checos	468	+	SEDA *et al.* (2000)
Lago Zwemlust	500	-	GULATI (1989)
Feldberger Hausse	1840	-	KASPRZAK *et al.* (1993)
Lago Wirbel 1987-91	3692	+	PREJS *et al.* (1994)
Reservatório Hubenov	13060	+	ALBERTOVA *et al.* (1976)
Lago Castelo	1500	-	JEPPESEN *et al.* (1990)
Fredericksborg	70624	+	ELSER & CARPENTER (1988)
LagoTuesday	20000-117000	+	BENNDORF (1990)
Lago Grafenhain	132000-142000	±	MCQUEEN *et al.* (1992)

FINDLAY *et al.* (2000) estudaram o efeito da introdução de piscívoros em 1.469 lagos na região norte do estado de Nova York para o controle de espécies ciprinídeas. Foram utilizadas 5 espécies de predadores, com a constatação de que as espécies predadoras têm um controle efetivo sobre as espécies de ciprinídeos.

KLINGE *et al.* (1995) desenvolveram um novo modelo para que a biomassa necessária de predador para determinado nível de produtividade dada possa ser calculada. Uma biomassa de predadores de ± 50 kg/ha é necessária para um nível de produtividade esperado (P tota l= 0.1 mg/l).

1.7 - Experimentos em limnocurrais – possíveis restrições impostas

Experimentos conduzidos "in situ" são ideais para a avaliação das interações tróficas em ambientes aquáticos, tentando simular condições próximas das naturais (DRENNER *et al.*, 1998), ao contrário de experimentos realizados em laboratório, os quais são limitados por excluírem vários fatores ambientais ou interações entre espécies.

SOEDER & TALLING (1971) salientam que o isolamento de uma massa d´água resulta em alterações nos processos hidrodinâmicos (circulação e turbulência), na

radiação solar incidente e na composição química dos parâmetros da qualidade da água, proporcionando modificações na comunidade fitoplanctônica e acelerando a sedimentação das algas.

A utilização de grandes tanques para experimentos de biomanipulação é geralmente mais adequada. No entanto, a escolha das dimensões dos mesmos depende dos objetivos do estudo (BLOESCH *et al.*, 1988), do tempo de incubação e sobretudo o tipo e volume dos limnocurrais empregados (HAZANATO *et al.*, 1989).

Segundo STEPHENSON *et al.* (1984), tanques grandes suportam mais níveis tróficos e maiores densidades populacionais por um período de tempo maior, possibilitando, à comunidade zooplanctônica, um agrupamento das populações, sustentando uma biomassa relativamente alta e mais aproximada àquela originalmente presente no ambiente em estudo.

A dificuldade de generalizar os lagos e reservatórios se dá pelo fato de cada ambiente ter suas características próprias, tornando cada sistema único, reforçando a importância de se compreender as interações e respostas de cada sistema (LAMMENS *et al.*, 1992).

STARLING (1989), em um estudo no Lago Paranoá utilizando sacos plásticos de polietileno com 2 m^3, verificou que o isolamento da água nos tanques provocou modificações das características físico-químicas, através de comparação entre os tanques controles e o ambiente adjacente, a partir do fim da primeira semana de experimento.

O mesmo autor, em anos subseqüentes, desenvolveu pesquisas utilizando limnocurrais que variaram de 100 m^3 (utilizados também no presente estudo) a 1.000 m^3 para testar o efeito de estoques de tilápias e carpa prateada para o gerenciamento da eutrofização do lago (STARLING & LAZZARO, 1997; STARLING, 1998).

O fato de se utilizar metodologias bastante similares em estudos de biomanipulação não necessariamente se reflete em resultados semelhantes porque o universo das interações ecológicas é muito grande entre os níveis tróficos, podendo ou não ocorrer um efeito em cascata na cadeia trófica (BACA & DRENNER, 1995).

Apesar das limitações associadas ao emprego de sistemas experimentais (limnocurrais ou tanques) como simuladores das condições de um ecossistema complexo como um lago, pode-se em geral verificar as respostas globais do sistema e esclarecer os principais padrões de modificações nas comunidades aquáticas (LAZZARO, 1987).

1.8 - O Lago Paranoá

O Lago Paranoá foi criado em 1959, durante a construção da Cidade de Brasília, pelo represamento do Rio Paranoá, a fim de amenizar os efeitos do clima muito seco da região. Isto também resultou numa bela paisagem, propiciando alternativas de lazer e recreação para os habitantes. O lago está situado na zona urbana de Brasília ($15^0$48'S, $47^0$57'W), cuja população inicialmente prevista não chegaria a 500.000 habitantes no ano 2000. Atualmente, com o crescimento desordenado de cidades satélites na bacia de drenagem do Paranoá, a população do Distrito Federal atingiu mais de 2 milhões de habitantes (CODEPLAN, 2000), gerando problemas locais de abastecimento de água, com uma previsão de déficit hídrico (<400 L/habitante/dia) para algumas localidades a partir de 2002. De forma dendrítica, o lago é constituído por seis regiões, sendo quatro braços (os tributários do Bananal, Torto, Gama e Riacho Fundo) e duas regiões centrais (Norte e Sul) (Figura 4).

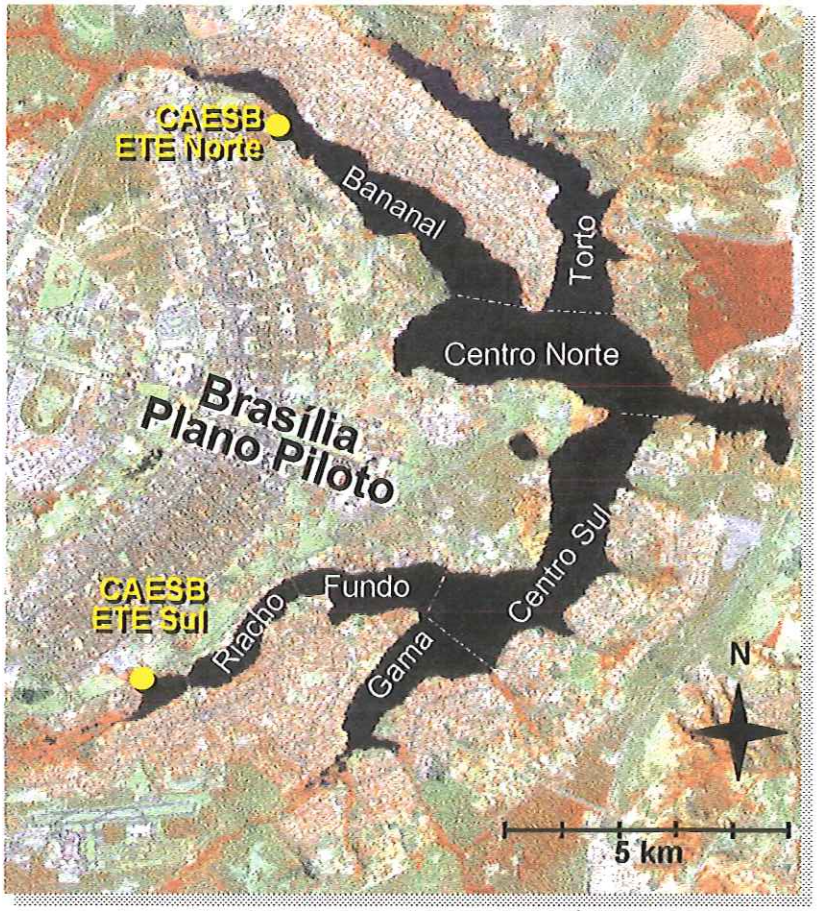

Figura 4: Imagem LANDSAT do Plano Piloto de Brasília, com destaque para o Lago Paranoá e seus braços

Suas características morfológicas e físicas, médias, são: área 3800 ha, profundidade 14 m, capacidade 498 $x10^6$ m^3, tempo de retenção 299 dias e transparência da água (disco de Secchi) variando de 0,6 m a 2,5 m (FERRANTE *et al.*, 2001).

Durante as décadas de 70, 80 e metade de 90, o lago foi dominado pela cianobactéria filamentosa *Cylindrospermopsis raciborskii*, com biomassa de 90% da comunidade fitoplanctônica (CRONBERG, 1977; ALTAFIN *et al.*, 1995; BURNETT *et al.*, 2001). Por situar-se a jusante da cidade de Brasília, o lago vinha sofrendo as conseqüências das atividades antrópicas, desenvolvidas em sua bacia de drenagem, apresentando sinais de eutrofização no início da década de 70 com a caracterização de cianobactérias. Muitos problemas ambientais podem ser destacados neste ambiente: o acelerado processo de eutrofização, ocorrências eventuais de mortandades de peixes, a falta de balneabilidade no lago, o crescimento excessivo de plantas aquáticas e o assoreamento do lago. Uma intensa floração de *Microsystis aeruginosa* ocorrida em 1978 ocasionou elevada mortandade de peixes no braço do Riacho Fundo, causando um grande impacto na população de Brasília (BURNETT *et al.*, 2001).

Para o controle da poluição foram implementadas várias medidas de monitoramento [Programa Limnológico, Programa de Controle de Floração de Algas (PCFA), Programa de Balneabilidade], medidas de controle de aportes externos de nutrientes (Planejamento do uso e ocupação do solo, Tratamentos terciário dos esgotos, Fiscalização de esgotos clandestinos) e medidas de controle de aporte interno de nutriente (Programa de Biomanipulação, Projeto de manipulação do tempo de residência).

1.8.1 - Histórico das introduções de espécies ictíicas no Lago Paranoá

Desde a construção do Lago Paranoá foram introduzidas várias espécies de peixes visando principalmente o incremento das pescas artesanal e esportiva.

O primeiro peixamento realizado no reservatório se deu em 1960, quando foram introduzidos 145.000 tilápias do Congo (*Tilapia rendalli*), 6.500 "black-bass" (*Micropterus salmoides*), 7.000 "bluegill", 5.000 mandi amarelo (bagre não identificado) e 12 reprodutores de piapara (espécie da Família Characidae, não especificada), sendo os dois últimos pertencentes à bacia do Paraná e os 3 primeiros,

exóticos (FRANÇA *et al.*, 1964). Quatro anos mais tarde foi realizado um levantamento dos peixes por uma equipe do DNOCS, tendo sido capturados, além dos peixes acima citados, peixes nativos da região. Apesar disso, o ambiente foi considerado pouco piscoso, sem captura para fins comerciais e com uma pesca esportiva incipiente (FRANÇA *et al.*, 1964).

Entre os anos de 1964 e 1979 foram introduzidos ainda, a carpa comum (*Cyprinus carpio*), o tucunaré e a tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*), entre outras (DORNELLES & DIAS-NETO, 1985). Um segundo levantamento realizado pela SUDEPE (SUDEPE, 1980) confirma este relato, uma vez que as espécies acima ~~foram~~ responderam pelas mais elevadas capturas.

Na década de 70 ocorreu a introdução involuntária e/ou clandestina de peixes ornamentais, como espadinha (*Xiphophorus hellerii* e *X. maculatus*) e "guppy" (*Poecilia reticulata*), aumentando a listagem de peixes oriundos da Bacia Amazônica (tucunaré), norte-americanos ("bluegill" e "black-bass"), europeus (carpa comum) e asiáticos (peixe japonês, *Carassius auratus*) já presentes no Lago Paranoá.

A década de 80 foi marcada por um novo peixamento, quando foram introduzidas outras espécies da Bacia Amazônica (tamoatá, *Callychthys callychthys*, e o tambaqui, *Colossoma macropomum*), além de uma espécie de camarão de água doce do gênero *Macrobrachium*. Os levantamentos realizados no Braço do Riacho Fundo no fim das décadas de 80 (GRANDO, 1989) e 90 (LEBOURGUES-DHAUSSY *et al.*, 1998) indicaram apenas a presença de tamoatá, não havendo registros à época das outras duas espécies.

No início da última década, alguns exemplares da carpa chinesa prateada, provenientes dos experimentos do Programa de Biomanipulação da CAESB, escaparam de tanques experimentais, gaiolas e limnocurrais e passaram a habitar o espelho d'água do lago. Foi registrada ainda a captura de bagre africano (*Clarias* sp), introduzido de forma clandestina (RIBEIRO *et al.*, 2001).

1.8.2 - A ictiofauna do Lago

Desde a construção do Lago Paranoá, em 1959, foram realizadas três grandes campanhas sistematizadas de pesca experimental para avaliar a composição da

ictiofauna, bem como o estoque de peixes. As duas primeiras campanhas usaram exclusivamente redes de emalhar (SUDEPE, 1980; GRANDO, 1989). Foram estudados apenas os hábitos alimentares de poucas espécies de forrageiros onívoros (tilápias do Nilo e do Congo) e micro-carnívoros ("bluegill", denominado localmente 'JK', e saguiru, *Steindachnerina insculpta*) (GRANDO, 1989). RIBEIRO FILHO (1999) observou a dieta alimentar das principais espécies de carnívoros (tucunaré comum, tucunaré pinima, *Cichla temensis* , traíra, *Hoplias malabaricus*, e trairão, *Hoplias lacerdae*). A Tabela 2 mostra a lista das espécies encontradas no Lago Paranoá.

Tabela 2 – Espécies de peixes encontradas no Lago Paranoá.

NOME VULGAR	ESPÉCIE
acará*	*Geophagus brasiliensis*
bagre*	*Rhamdia quelen*
"bluegill" (jk)*	*Lepomis macrochira*
carpa comum	*Cyprinus carpio*
carpa ornamental	*Carassius auratus*
cascudo*	*Hypostomus sp.*
espadinha	*Xiphophorus sp.*
jeju*	*Erytrinus erytrinus*
lambari (branquinha)*	*Astyanax eiganmanniorum*
lambari comum*	*Astyanax bimaculatus lacustris*
lambari	*Astyanax spp.*
mussum*	*Sinbranchus marmoratus*
saguirú*	*Steindachnerina insculpta*
sarapó (tuvira)	*Gymnotus carapo*
tamoatá*	*Callichthys callichthys*
tilápia do congo*	*Tilapia rendali*
tilápia do nilo*	*Oreochomis niloticus*
tilápia preta	*Aequidens portalegrensis*
trairão*	*Hoplias lacerdae*
traíra*	*Hoplias malabaricus*
trichogaster	*Trichogaster sp.*
tucunaré comum	*Chicla ocellaris*
tucunaré pinima	*Chicla temensis*
planaltina	*Planaltina meyersi*

Espécies encontradas no levantamento realizado em 1998 (LAZZARO *et al.* 1998)

Um estudo de LAZZARO *et al.* (1998) utilizou uma técnica de hidroacústica para estimar a abundância de peixes no lago. Nesta ocasião, LAZZARO *et al.* (1998) fizeram a calibração da escossonda através do uso de redes de emalhar de: 15, 20, 30, 35, 50, 60, 70, 90, 100, 120 mm entre nós adjacentes. Das 25 espécies presentes no lago, apenas 11 são nativas (entre os microcarnívoros zooplanctófagos facultativos: branquinha, *Astyanax eigenmanniorum*, lambari comum, *Astyanax bimaculatus*, planaltina, *Planaltina meyersi*, e predadores carnívoros: traíra comum, traírão,

mussum, *Synbranchus marmoratus*, e bagre, *Rhamdia* sp). Outras 13 espécies exóticas foram introduzidas (entre os peixes forrageiros onívoros: as tilápias do Nilo e do Congo, carpa comum e os ciclídeos predadores: tucunarés comum e pinima). Um aspecto importante é que a planaltina, espécie forrageira, não pôde ser quantificada em nenhuma das ocasiões quando foram realizadas pescas experimentais, por possuir uma altura inferior ao menor tamanho de malhas das redes usadas nas coletas. Esta espécie foi encontrada com abundância nos estômagos de tucunaré comum quando RIBEIRO FILHO (1999) analisou a ocorrência dos itens alimentares dos carnívoros do Lago Paranoá.

1.8.3 - A pesca no Lago Paranoá

A atividade pesqueira no Lago Paranoá esteve restrita, até 2000, à pesca esportiva de anzol, já que a pesca comercial de tarrafa e rede esteve proibida desde 1966. Esta medida não possuía nenhuma justificativa ambiental, sendo a maior parte das espécies do reservatório introduzida artificialmente (PETRERE, 1999). Atualmente a pesca comercial está legalizada, tendo os pescadores locais criado em 2001 sua primeira cooperativa (COOPELAP).

Apesar de ilegal, em 1985 foi registrada a presença de cerca de 100 famílias vivendo da pesca do Lago Paranoá. À época, de acordo com os pescadores, a produção girava em torno de 200 toneladas anuais (48,1 kg/ha/ano) e a captura era composta quase exclusivamente de tilápias, eventualmente carpas e, raramente, tucunarés e bagres. A comercialização ocorria através da presença de compradores intermediários, e a oferta era menor que a demanda (DORNELLES & DIAS NETO, 1985).

As capturas expressivas de tilápias do Congo e do Nilo, registradas por GRANDO (1989) no Braço do Riacho Fundo, sugerem a área como rica em alimento e produção primária, fornecedora de abrigo e propício para a reprodução destas duas espécies.

HOLLANDA (1996) obteve, junto aos pescadores, registros de captura de tilápias do Congo e do Nilo, carpas, traíras e tucunarés. Os pescadores, presentes há mais de 30 anos no lago, têm na atividade não só a principal fonte de renda, mas de alimento barato. A arte de pesca mais utilizada na área é a tarrafa, ocorrendo também

a pesca de linha e anzol, e com redes. Apesar da relativa importância sócio-econômica que essa atividade representa, esta não é acompanhada (DORNELLES & DIAS NETO, 1985).

A partir de 1990, um convênio entre o IBAMA e a Polícia Militar, passou a fiscalizar a pesca profissional no lago, embora de maneira ineficiente. Com o passar do tempo, entre 1995 e 1996, a fiscalização se tornou mais eficiente devido à melhoria em sua infra-estrutura, quando foi aumentado o número de lanchas e de pessoas disponíveis. Atualmente, sua infra-estrutura é de 5 lanchas (3 com motores de 75 HP), além de cerca de 26 pessoas disponíveis (POLÍCIA MILITAR, 1998).

Assim, com as melhorias das condições de fiscalização, desde 1996 a atividade pesqueira no Lago Paranoá está em decadência, sendo cada vez menor o número de pessoas que a exercem, apesar da liberação da atividade desde 2000.

Recentemente a atividade foi monitorada (WALTER, 2000), mesmo ainda sendo clandestina, por conta da fiscalização. A produtividade registrada entre 1999 e 2000 foi de 39 kg/ha/ano, ficando concentradas em espécies exóticas, respondendo a tilápia do Nilo por 85% das capturas. Desta forma, a pesca profissional pode ser usada como uma medida sócio-ambiental, concentrando-se na captura de espécies exóticas que afetam negativamente a qualidade da água, gerando empregos diretos e indiretos e uma fonte de proteína para a população de baixa renda do Distrito Federal.

1.8.4 - Manejo pesqueiro do Lago Paranoá para o controle do aporte interno de nutrientes

Em estudo recente no Lago, envolvendo um levantamento hidroacústico (LEBOURGES-DHAUSSY *et al.*, 1998), foi registrado um estoque pesqueiro superior a 1.400 tonelada para todo o lago, sendo o braço Riacho Fundo o mais produtivo, com uma biomassa de 791 kg/ha. Após estes resultados foram realizadas duas operações: uma envolvendo pesca, marcação e recaptura, e outra com a remoção seletiva de tilápias. A área escolhida foi próxima à foz do Braço Riacho Fundo (78 ha), totalmente cercada com uma grande rede onde ocorreram as operações de pesca que duraram cerca de 7 dias. Com base em ambas operações, foi possível estimar o estoque pesqueiro em cerca de 5 toneladas de peixes, dos quais 90% eram TILÁPIAS (STARLING & LAZZARO, 2001).

A alta eficiência da captura de tilápias (WALTER, 2000) aliada à excelente qualidade sanitária do pescado, possibilitou a liberação da pesca profissional com tarrafa a partir de fevereiro de 2000. Os resultados preliminares do primeiro ano de monitoramento, após a liberação da pesca, indicam uma captura média total acima de 5.000 kg/pescado/mês, com preponderância na captura de tilápias (STARLING & LAZZARO, 2001). Estes resultados evidenciam os benefícios ambientais, uma vez que o controle do aporte interno de fósforo e a prevenção de novas mortandades de peixes contribuem para o processo de restauração da qualidade da água do Lago Paranoá, além de trazerem importantes benefícios sociais e econômicos para os pescadores, tais como geração de novos empregos e aumento da renda familiar (STARLING & LAZZARO, 2001).

1.8.5 - O programa de biomanipulação

O Lago Paranoá ilustra o processo de eutrofização antrópica sofrido por um reservatório urbano tropical, decorrente de décadas de aportes em matéria orgânica e nutrientes trazidos principalmente pelas duas ETEs (Estação de Tratamento de Esgoto) da CAESB (Companhia de Saneamento do Distrito Federal). As ETEs Norte e Sul coletavam os esgotos da cidade e os lançavam no lago inadequadamente, tratando os efluentes de modo parcial desde a década de 70. Ampliadas em 1993, elas se tornaram as mais modernas e únicas na América do Sul, ao serem equipadas com um sistema de tratamento terciário para remoção de 70-90% do fósforo. O programa de ampliação do saneamento e de implantação do tratamento terciário empreendido pela CAESB para recuperar a qualidade da água do Paranoá também contempla uma medida complementar: o manejo das comunidades ictíicas, a "biomanipulação", já bastante empregado em regiões temperadas.

Os estudos de avaliação do potencial de biomanipulação do Lago Paranoá tiveram início há mais de uma década (STARLING, 1989). Como resultado de experimentos em pequenos limnocurrais (sacos plásticos suspensos de 2.000 litros), foi indicado o sinergismo entre a alta biomassa de tilápias e o elevado estado trófico do lago, evidenciado pela proliferação excessiva de algas cianofíceas. Simultaneamente, a execução de experimentos de alimentação seletiva em laboratório demonstrou ser a tilápia uma espécie com grande plasticidade no comportamento alimentar, sendo capaz

de se alimentar de organismos zooplanctônicos tanto na coluna d'água quanto na superfície e no fundo, mas não habilitada a consumir as algas cianofíceas dominantes no lago (STARLING & ROCHA, 1990). Com base na série de experimentos em laboratório e testes práticos 'in situ', STARLING (1993) sugeriu a substituição gradativa do excedente de tilápias do Lago Paranoá pela carpa prateada estéril, espécie fitoplanctófaga testada com sucesso em tanques experimentais.

Em anos subseqüentes, a exeqüibilidade de redução da eutrofização do lago através do controle da superpopulação de tilápias foi separadamente avaliada em grandes áreas marginais (1.000.000 litros cada) isoladas por lonas plásticas. Ao longo de seis meses de monitoramento limnológico, tornou-se evidente a ocorrência de melhorias na qualidade da água na área onde a população de tilápias foi reduzida em 66%, quando comparada à área controle com biomassa normal de peixes (STARLING & LAZZARO, 1997). A elevada excreção de fósforo associada a um hábito eminentemente bentófago foi sugerido como o mecanismo pelo qual as tilápias favorecem o crescimento de algas indesejáveis (Figura 7). De fato, os estudos de GRANDO (1989) verificaram o hábito alimentar onívoro das tilápias com uma forte tendência à bentofagia, sendo que os detritos ou matéria orgânica do sedimento ocuparam em média 50% do conteúdo estomacal (em termos volumétricos) dos mais de 1000 exemplares de tilápias analisados.

A elevada biomassa de tilápias (LAZZARO, 1998) acelera o estado de eutrofização (STARLING,1998) por se alimentar de detritos enriquecidos em fósforo e acumulados no sedimento, lançando tal nutriente de volta à coluna d'água na sua forma dissolvida via excreção, prejudicando sua qualidade.

No caso de sistemas lacustres tropicais como o Paranoá, trata-se particularmente de testar os efeitos benéficos de manipulações das populações de peixes onívoros filtradores, como por exemplo a remoção da biomassa excessiva de tilápias e a introdução controlada da carpa prateada (*Hypophthalmichthys molitrix*) livre ou em gaiolas (STARLING, 1998). Outra maneira de diminuir os estoques de tilápias no lago, é a introdução de uma espécie predadora capaz de controlar este estoque indesejável.

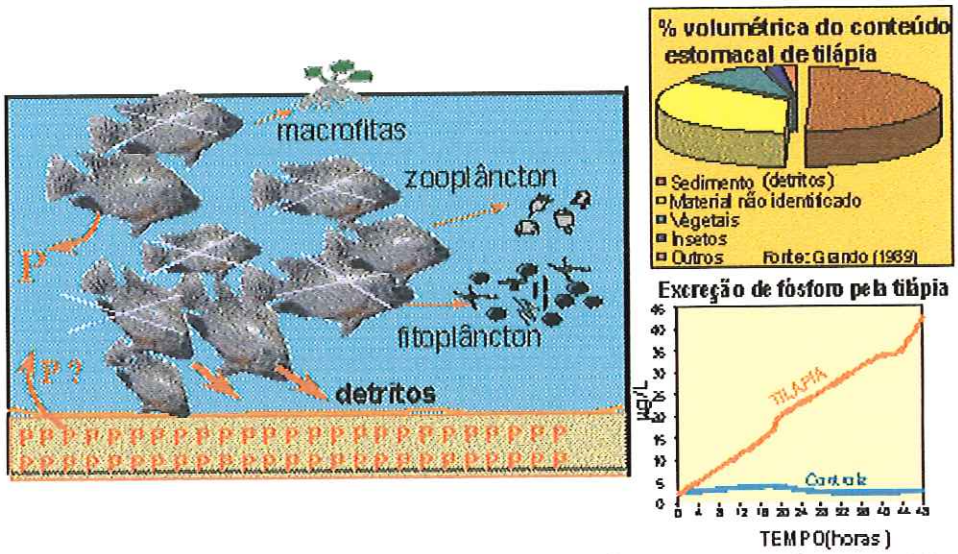

Figura 7: Ilustração do efeito de tilápias em reservatórios tropicais (STARLING, 1998)

O Programa de Biomanipulação também envolveu testes experimentais em grandes limnocurrais (100.000 L/unidade) para manipulações da cadeia trófica. Os testes foram desenvolvidos nas estações seca e chuvosa, verificando-se uma melhoria da qualidade da água para dois artifícios de manejo: redução da superpopulação de tilápias e estocagem de baixa biomassa de carpa prateada. A combinação de ambos, entretanto, gerou melhoras ainda mais relevantes na qualidade da água, uma vez que a comunidade fitoplanctônica deixou de receber nutrientes tanto devido à remoção exercida pelas tilápias, quanto pela herbivoria exercida pela carpa prateada.

Apesar de demonstradas as aplicações práticas de duas técnicas de manejo para auxílio à recuperação do Lago Paranoá, fez-se necessário ainda obter algumas informações de suporte à implantação da biomanipulação numa escala global do lago. No que se refere ao controle da proliferação excessiva de tilápias, concluiu-se recentemente as etapas fundamentais de quantificação do estoque pesqueiro do lago nos seus diferentes braços (LEBOURGES-DHAUSSY *et al.*, 1998) e de remoção maciça de tilápias em áreas de elevado risco de mortandade (STARLING *et al.*, 1999).

Em abril de 1998, no âmbito do Projeto de Biomanipulação, foi realizado o 'Serviço de Levantamento Hidroacústico' (ecossondagem), em que foram realizadas pescas experimentais com redes de emalhar para calibração de uma campanha de varredura completa do lago com uma ecossonda (SIMRAD® EY500 split-beam a 70 kHz). O estoque pesqueiro do Lago foi estimado entre 1.000-1.400 toneladas (diurno-

noturno), subestimando a biomassa das áreas com profundidade inferior a 1,5 m (LAZZARO, 1998).

Os métodos utilizados para melhoria da produção pesqueira em reservatórios brasileiros baseiam-se em operações de peixamento e/ou aqüicultura semi-intensiva, com oferta de ração de composição variada. A presente proposta de controle da população de tilápias em áreas isoladas do reservatório é uma tentativa de melhorar a qualidade da água, na medida em que é tecnicamente difícil e custoso manipular as comunidades e os ambientes na escala de um reservatório inteiro. Esta proposta utiliza uma visão extensiva, baseada nos princípios da ecologia, e propõe manipular as interações entre as espécies e os fatores do meio ambiente, como controle da razão predador-presa e criação e melhoramento de habitats, em áreas restritas, isto é, controláveis, no próprio reservatório.

Os experimentos foram realizados em área isolada do Lago Paranoá onde foi observado um desequilíbrio ecológico, favorecendo a dominância de duas espécies onívoras, as tilápias do Congo e do Nilo. Em conseqüência, um dos objetivos do experimento será controlar o nível excessivo da biomassa de tilápias do Nilo e do Congo, sustentando um predador. Este será utilizado para controlar a desova excessiva, permitindo o melhor crescimento da população. A alta biomassa de tilápias do Congo tem prejudicado a qualidade da água (STARLING, 1993), acelerando seu processo de eutrofização. Além das tilápias, que possuem hábitos litorais, o impacto de predadores sobre outras espécies de presas (com hábitos pelágicos) poderá também ser testado, utilizando para isso as áreas centrais e margens dos limnocurrais. O crescimento e a sobrevivência da tilápia em áreas com e sem predadores poderão ser comparados.

Estas informações são importantes para o desenvolvimento de modelos de manejo predador-presa em reservatórios, ou seja, o controle do nível de forrageiros necessário para sustentar predadores e/ou o nível de predadores necessário para controlar forrageiros. A captura de espécies nobres, como tucunaré e surubim, em um reservatório representa fonte de alimentação e de renda alternativas para o pescador, com um preço de comercialização em torno de R$ 3,0 a 4,0kg, contra R$ 2,5 a 3,0/kg para a tilápia (WALTER, 2000).

2 – OBJETIVOS

2.1 - Objetivo Geral

Avaliar preliminarmente os impactos ambientais de peixes predadores sobre a cadeia trófica e a qualidade da água do Lago Paranoá.

2.2 – Objetivos Específicos

2.2.1 – Comparar a eficiência das diferentes espécies de predadores no controle das tilápias nas áreas marginais eutróficas.

2.2.2 – Verificar se os efeitos dos peixes piscívoros se propagam na cadeia alimentar até as comunidades planctônicas e são capazes de alterar a qualidade da água.

2.2.3 – Discutir possíveis estratégias de manejo pesqueiro baseadas na estocagem de peixes piscívoros com potencial de implementação para auxílio à despoluição e incentivo à pesca no Lago Paranoá.

3 - MATERIAL E MÉTODOS

3.1 – Estimativa da biomassa de peixes e estrutura da comunidade ictíica nas áreas marginais do Lago Paranoá

Para estimar a biomassa de peixes a ser utilizada nos limnocurrais foi conduzido um experimento de remoção completa de peixes em área marginal cercada e submetida a tratamento com substância ictiocida (rotenona). Em 20/10/2001, uma região litoral foi cercada com rede de malha 10 mm (entre nós adjacentes), com área de 32 m x 15 m e profundidade média de 1m, totalizando 480 m^3 (Figura 6). A princípio, as barreiras laterais foram mantidas abertas, para que a comunidade de peixes pudesse se deslocar livremente, sendo rapidamente fechadas dois dias depois. A área escolhida apresentava uma grande ilha de capim invasor, e esta vegetação foi retirada para facilitar a captura dos peixes após a aplicação da rotenona. A concentração de rotenona foi de 1 mg/L e seu efeito foi neutralizado em áreas além do cercado com a aplicação de permanganato de potássio (2 mg/L). As concentrações de rotenona e permanganato foram as mesmas utilizadas por STARLING (1998) em áreas marginais do lago Paranoá. A área cercada foi a mesma utilizada por STARLING (1998) em seus experimentos, embora, na ocasião, em menores proporções (80 m^2).

Todos os exemplares de peixes capturados foram pesados e medidos.

Figura 6: Área cercada na margem do Lago Paranoá para a aplicação da rotenona.

3.2 – Caracterização dos peixes predadores utilizados nos experimentos

Tucunaré comum (*Cichla ocellaris*) – Esta espécie, originária dos afluentes do Rio Amazonas, foi introduzida em reservatórios do Nordeste e do sul do país. Sua introdução no Lago Paranoá ocorreu na década de 70 (RIBEIRO *et al.*, 2001). Apresenta coloração característica, sendo o corpo marrom-amarelado com três faixas verticais (largas e escuras sobre o flanco) e a base dos raios caudais superiores, com um círculo escuro circundado por uma zona clara (Figura 7). A espécie alcança cerca de 80 cm de comprimento e 10 kg em peso, sendo um predador voraz e se alimenta principalmente de peixes, utilizando a técnica de perseguição ativa.

Figura 7: Tucunaré (*Cichla ocellaris*)

Surubim (*Pseudoplatystoma fasciatum*) – Esta espécie apresenta corpo alongado e roliço, cabeça comprimida e achatada com um sulco horizontal profundo na região central. O corpo é cinza escuro com várias faixas escuras e claras transversais sobre o dorso e máculas escuras no ventre de fundo claro. As nadadeiras se apresentam salpicadas de inúmeras manchas pequenas e escuras (Figura 8). Alcança cerca de 90 cm de comprimento, alimentando-se basicamente de peixes e é facilmente capturável em águas rasas, em boca de iguarapés e mata alagada. Originário das Bacias do Paraná e Amazônica, o surubim representa um exemplo de espécie nativa da bacia hidrográfica a que o Lago Paranoá pertence, embora não ocorra neste reservatório

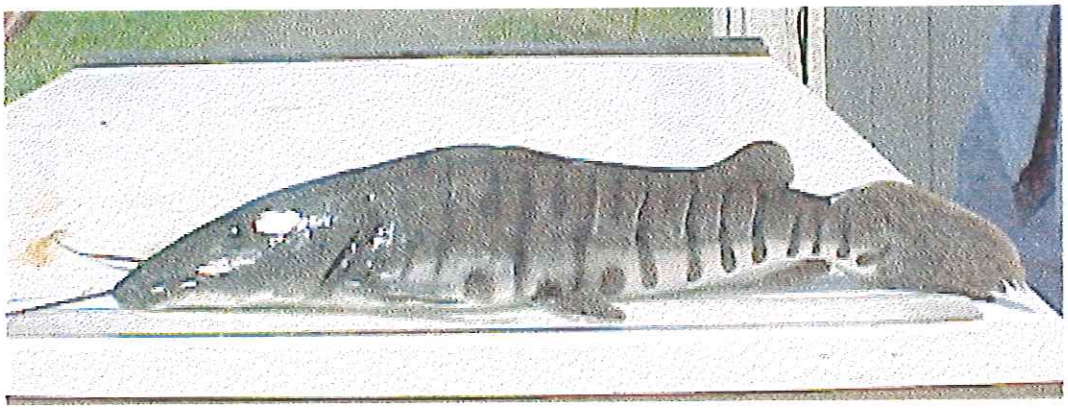

Figura 8: Surubim (*Pseudoplatystoma fasciatum*)

3.3 – Adaptação dos peixes às condições limnológicas do lago Paranoá

A fim de garantir uma adaptação prévia dos exemplares de peixes predadores às condições limnológicas do Lago Paranoá, foi realizado um confinamento dos peixes em gaiolas flutuantes. Os exemplares de tucunaré comum, obtidos junto à o Zoológico de Brasília, de surubim, provenientes de um pesque pague, e as tilápias, todas pescadas no lago, foram mantidos por 30 dias em tanques-redes de 10 m^3 (2,5 m x 2,5 m x 1,8 m,) instalados no Braço do Bananal (ETE Norte) (Figura 9).

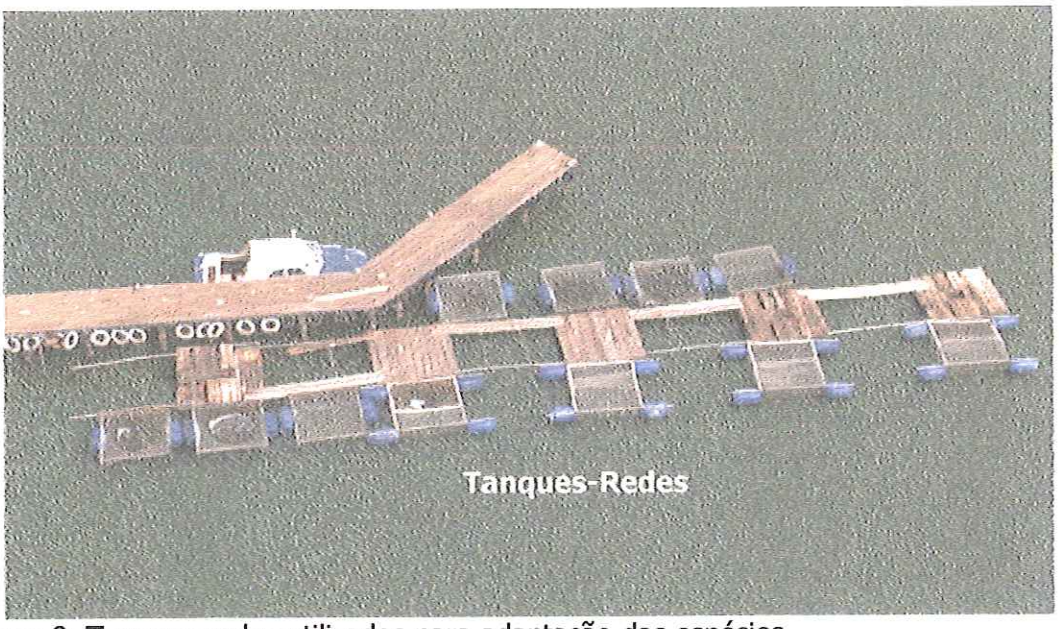

Figura 9: Tanques-redes utilizados para adaptação das espécies

Durante o período que antecedeu aos experimentos com limnocurrais, os peixes foram alimentados diariamente com exemplares vivos de tilápia do Nilo e do Congo durante uma semana.

3.4 - Avaliação dos impactos dos peixes predadores sobre as populações de tilápias, e a qualidade da água em áreas marginais do Lago Paranoá

Os nove limnocurrais (com dimensões de 5 m x 16 m, 1.8 m de profundidade média e um volume médio de 100 m^3) foram construídos numa área litorânea, dentro de uma pequena baía localizada na ETE Norte (Braço Bananal) (Figura 10). Foi utilizada lona impermeável emborrachada e reforçada, impedindo o contato entre a água do lago e a encerrada em cada um dos limnocurrais. Estas lonas foram conectadas a postes de metal e de madeira alinhados, formando retângulos, presos ao sedimento em intervalos de 10 em 10 m. Uma mangueira flexível de drenagem cheia de areia foi presa na parte mais baixa de cada lona, para assegurar uma conformação completa com o sedimento de fundo, e também prevenir a troca de água entre as áreas experimentais e o reservatório.

Figura 10: Limnocurrais localizados na ETE Norte: imagem de satélite e detalhe de foto aérea.

A retirada de todos os peixes dos limnocurrais se deu através do uso de redes de arrasto de malha 5 mm entre nós adjacentes, num total de 5 arrastos por limnocurral. A recomposição simplificada da estrutura da comunidade de presas nos limnocurrais foi definida de acordo com a biomassa (750 kg/ha) e a estrutura da população (4 classes de comprimento), calculadas a partir dos resultados obtidos na aplicação de rotenona. Esta divisão por classe de comprimento mostrou o tamanho, bem como a variação numérica das presas ao longo do experimento, indicando a seletividade dos peixes predadores (Tabela 3). A estocagem dos peixes predadores foi definida em biomassa preestabelecida (em média 240 kg/ha), aleatoriamente distribuídos nos liminocurrais. Estes experimentos tiveram duração de 35 dias e seguiram o protocolo a seguir (Figura 11).

Tabela 3: Distribuição de peixes por classes de comprimento, em número e peso (g), no início do experimento.

	Limnocurral / Tratamento								
	1	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**
T. do Congo									
2-7 (cm)	30 (98)	31 (100)	32 (101)	32 (103)	31 (100)	31 (100)	32 (99)	32 (100)	30 (99)
7-13 (cm)	35 (445)	35 (497)	35 (501)	35 (477)	35 (527)	35 (399)	35 (406)	36 (401)	35 (438)
13-18 (cm)	5 (289)	5 (361)	6 (277)	5 (311)	5 (319)	5 (402)	5 (292)	5 (278)	5 (324)
18-34 (cm)	2 (440)	2 (439)	2 (427)	2 (450)	4 (430)	4 (422)	4 (448)	3 (427)	4 (565)
TOTAL	72 (1272)	73 (1397)	75 (1306)	74 (1341)	75 (1374)	75 (1323)	76 (1245)	76 (1206)	74 (1426)
T. do Nilo									
2-7 (cm)	27 (402)	27 (410)	27 (444)	27 (428)	27 (468)	27 (441)	26 (389)	26 (455)	27 (312)
7-13 (cm)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
13-18 (cm)	1 (139)	1 (47)	1 (68)	1 (48)	1 (45)	1 (53)	1 (55)	1 (151)	1 (141)
18-34 (cm)	1 (490)	1 (394)	2 (462)	1 (438)	1 (427)	1 (417)	1 (423)	1 (434)	1 (387)
TOTAL	29 (1031)	29 (851)	29 (974)	29 (914)	29 (940)	29 (911)	28 (867)	28 (1040)	29 (840)

Figura 11: Delineamento experimental

As condições físicas e químicas da água foram monitoradas nos 9 limnocurrais e numa área circunvizinha (semanalmente, durante 5 semanas). A partir da segunda semana, devido à perfuração de um dos limnocurrais por uma capivara, um limnocurral de cada tratamento foi eliminado, totalizando 6 limnocurrais para o desenvolvimento das análises estatísticas. Baseado em análises da concentração de nutriente no sedimento, os limnocurrais foram divididos em dois grupos (blocos). Limnocurrais 1 a 5, com sedimento mais rico em fósforo (P) ao redor de 2.000 mg/kg de sedimento úmido e liminocurrais de 6 a 10, com sedimento mais pobre em nutriente, tendo P < 1,000 mg/kg de sedimento úmido.

Todas as variáveis da qualidade da água e suas possíveis alterações foram monitoradas para que os efeitos (indiretos) da predação dos carnívoros sobre a espécie forrageira (tilápia) fossem observados durante o período de um mês (22/11/2001 a 20/12/2001). Foi utilizado um pequeno barco para coleta de amostras de água realizadas a partir das 8 horas da manhã, para avaliação dos seguintes variáveis: temperatura, pH (pH-metro), condutividade (condutivímetro), turbidez (turbidímetro), transparência (disco de Secchi), oxigênio dissolvido (método de Winkler modificado), fósforo total (método do ácido ascórbico - TP), ortofosfato (método do

cloreto estanoso - PO_4), nitrogênio total (método UV/persulfato), nitrato (sulfato de prata), nitrito (hidróxido de alumínio), amônia (método da nesrelização direta), TKN (método Kjedahl), clorofila-a total e clorofila-a fracionada (câmara de Sedgwick-Rafter) e abundâncias de fito e zooplâncton (câmaras de sedimentação tipo Uthermöl). Foram coletadas amostras da superfície em 3 pontos de cada limnocurral, além de outras três em níveis mais profundos, somando 10L de água, com posterior análise , de acordo com o método de APHA (1985).

Para testar a existência de contrastes significativos entre os tratamentos para as variáveis ambientais foi utilizado o modelo estatístico de Análise de Variância com Medidas Repetidas no Tempo [Repeated-measures ANOVA (RMA)] com um nível de siguinificância de p=0,005. As análises estatísticas dos efeitos sobre a qualidade da água foram feitas utilizando o pacote estatístico SYSTAT (WILKINSON, 1989).

Para verificar as diferenças das diversidades nos experimentos de rotenona do presente estudo e o de STARLING (1998), foram aplicados índices de diversidade (Shannon, Margalef, Simpsom, Pielou).

4 - RESULTADOS

4.1 - Estimativa da biomassa de peixes e estrutura da comunidade ictíica nas áreas marginais do Lago Paranoá

Como resultado do emprego de substância ictiocida (rotenona), foram encontradas 13 espécies de peixes, cujos dados de abundância encontram-se sumarizados na Tabela 4.

Tabela 4: Espécies de peixes encontradas após a aplicação de rotenona.

Espécie	N	Peso (g) total	Peso Médio(g)	% número	% peso	Biomassa (g/m^3)	Biomassa (kg/ha)
Gymnotus carapo	74	2307	31,2	7,1	17,2	4,8	48,1
Tilapia rendalli	475	3668	7,7	45,4	27,3	7,6	76,4
Geophagus brasiliensis	350	3948	11,3	33,4	29,4	8,2	82,3
Chicla ocellaris	17	594	34,9	1,6	4,4	1,2	12,4
Hoplias malabaricus	6	696	116,0	0,6	5,2	1,5	14,4
Oreochromis niloticus	17	443	26,1	1,6	3,3	0,9	9,2
Aequidens sp	78	936	12,0	7,4	7,0	2,0	19,5
Lepomis macrochira	2	15	7,5	0,2	0,1	0,03	0,3
Astyanax eiganmanniorum	19	83	4,2	1,8	0,6	0,2	1,7
Sinbranchus marmoratus	8	731	91,4	0,8	5,4	1,5	15,2
Phalloceros caudimaculatus	2	-	-	0,2	-	-	-
Erytrinus erytrinus,	1	28	28,0	0,1	0,2	0,06	0,6
Planaltina meyersi	3	-	-	0,3	-	-	-
Total	1052	13449	370,3	100,0	100,0	28,0	280,1

O peso total capturado foi de 13449 g, correspondendo a uma biomassa total de 28,0 g/m^3 ou 280,1 kg/ha.

Dentre todas as espécies observadas na captura após a aplicação de rotenona, o acará (*Geophagus brasiliensis*) foi a que apresentou a maior biomassa (82,3 kg/ha), contrariando os dados de estimativa realizada em 1995, quando esta espécie não foi encontrada nesta mesma área (STARLING, 1998).

A espécie que apresentou o maior número de indivíduos foi a tilápia do Congo, com 475 indivíduos, correspondente a um alto valor em biomassa (76,4 kg/ha). Sua participação em número foi de 45,4%, confirmando ser esta uma das espécies predominantes no Lago. Vale salientar que, embora a tilápia do Nilo tenha tido pouca representatividade neste experimento, a soma das biomassas das duas espécies de

tilápias foi superior às demais espécies, perfazendo cerca de 46,7% em relação ao número de peixes obtidos e 30,6% em relação à biomassa.

Outra espécie bastante dominante neste experimento foi o sarapó (*Gymnotus carapo*) (48,1 kg/ha), com uma biomassa elevada. A grande participação relativa da espécie na captura pode ter ocorrido graças à presença da vegetação marginal, e conseqüente formação de abrigos e habitats favoráveis à espécie.

STARLING (1998) realizou um experimento semelhante, na mesma região, em outubro de 1995, época em que esta área ainda apresentava uma condição de elevada eutrofização. A partir de um procedimento de captura similar em uma área cercada menor (10 m x 8 m = 80 m^2, correspondentes a 68 m^3), este mesmo autor registrou a ocorrência de 9 espécies de peixes, conforme mostrado na Tabela 5.

Tabela 5: Espécies de peixes encontradas por STARLING (1998)

Espécie	Número	Peso (g)	Peso médio	Número (%)	Peso (%)	Biomassa	Biomassa
T. rendalli	223	10115	45,4	79,4	84,7	148,8	1264
O. niloticus	23	380	16,5	8,2	3,4	5,6	47,5
L. macrochira	7	160	22,9	2,5	1,3	2,4	20
A. portalegrensis	15	415	27,7	5,3	3,5	6,0	51,9
C. carpio	1	95	95	0,4	0,8	1,4	11,9
H. malabaricus	6	470	78,3	2,1	3,9	6,9	58,8
G. carapo	1	185	185	0,4	1,5	2,7	23,1
Rhamdia sp	1	75	75	0,4	0,6	1,1	9,4
A. bimaculatus	4	40	10	1,3	0,3	0,6	5
TOTAL	281	11935	555,8	100	100	175,5	1491,5

Comparando os dois resultados, observa-se uma diminuição da biomassa total e um aumento em número de espécies, eventos coincidentes com a redução da eutrofização nesta área do lago. O trabalho atual apresentou 13 espécies de peixes. Um aumento na diversidade de peixes e uma queda em relação à biomassa de tilápias parecem ser consequência da melhoria na classificação trófica do lago de eutrófico para mesotrófico. Foram aplicados índices de diversidade (Shannon, Margalef, Simpsom, Pielou) para avaliar estas diferenças.

Os resultados de STARLING (1998) apresentaram índices mais baixos do que os do presente trabalho (Tabela 6), tendo o índice de Shannon, mais especificamente, indicado uma melhoria na qualidade da água.

Tabela 6: Comparação entre os índices de diversidade obtidos para STARLING (1998) e para o presente estudo

	Starling (1998)	Presente estudo
Número total de indivíduos	281	1052
Riqueza de espécies	9	13
Índice de Shannon	0,84	1,42
Índice de Margalef	1,42	1,72
Inverso de Simpsom	1,56	3,07
Equidade de Pielou	0,38	0,56

A despeito deste aumento da diversidade registrado, deve-se considerar estes resultados com reserva, tendo em vista que as áreas amostradas foram diferentes (80 m^2 em STARLING (1998) contra 480 m^2 no presente estudo), sendo sabido que os índices de diversidade são influenciados pelo tamanho da área amostrada.

Tendo como referência as biomassas totais de presas e predadores obtidas na aplicação de rotenona (85,6 kg/ha para as presas, a saber as duas espécies de tilápias, e 26,8 kg/ha para os predadores, compreendendo tucanaré e traíra), foram determinadas as biomassas a serem utilizadas no experimento em limnocurrais.

4.2 - Biomassa de peixes nos tratamentos

Apesar dos indícios de elevada representatividade relativa do acará na comunidade de peixes atualmente estabelecida nesta área do lago (cerca de 33,4% em termos numéricos e 29,4% em termos de biomassa, na estimativa realizada), a re-estocagem de peixes forrageiros nos limnocurrais envolveu exclusivamente as duas espécies de tilápia (*T. rendalli* e *O. niloticus*), em 4 diferentes classes de tamanho como presas para os peixes predadores, As biomassas iniciais de peixes estocados nos limnocurrais foram em média de 740 kg/ha para presas e 480 kg/ha para predadores (1,5 kg de presa para 1,0 kg de predador), ou em termos numéricos equivalente a 52 presas para cada predador. Tanto a biomassa de presas quanto a de predadores estocadas foram cerca de 10 vezes maior do que aquela naturalmente encontrada durante a estimativa com rotenona. Este procedimento teve duas principais justificativas: (1) a necessidade de obtenção de respostas mensuráveis em um prazo relativamente curto de algumas semanas e (2) a constatação durante experimentos anteriores, e comprovada também durante o presente estudo, de que o isolamento das

massas de água nos limnocurrais tende a aumentar a oferta de recursos alimentares planctônicos (fito e zooplâncton) devido ao aumento acentuado do tempo de residência da água e retenção de nutrientes, garantindo assim condições mais eutróficas nestas subáreas isoladas em relação ao lago adjacente (ver resultados limnológicos mais adiante). Cabe ainda registro do fato de que a biomassa de tucunaré apresenta-se inferior àquela do surubim, pois na primeira semana um dos exemplares morreu, havendo apenas outro com dimensões inferiores para reposição do estoque deste predador.

A Tabela 7 mostra a biomassa total de peixes estocada e resgatada no experimento (em g/m^3 e em kg/ha). De um modo geral, observa-se que a variação global da biomassa foi diferente entre os tratamentos. Enquanto nos tratamentos "surubim" (SUR) houve um incremento na biomassa de tilápias, nos tratamentos "tucunaré" (TUC) e "controle" (CLT) houve um decréscimo da biomassa. Contrariando as expectativas, os tanques controles apresentaram uma menor biomassa de tilápias no final dos experimentos em relação aos tanques com os predadores, fato este inesperado e inconsistente com a hipótese de cascata trófica ("Top-down") (CARPENTER *et al*,, 1985), conforme será discutido mais adiante.

Tabela 7: Biomassa de estocagem de peixes nos diferentes tratamentos no início e no final do experimento.

	Limnocurral / Tratamento		
	CLT	**TUC**	**PIN**
Início: biomassa total de TC estocada (g/m^3; kg/ha)	52,9 (528,6)	42,0 (420,2)	48,6 (486,0)
Início: biomassa total de TN estocada (g/m^3 ; kg/ha)	33,4 (334,0)	32,8 (328,0)	33,8 (338,0)
Início: biomassa total de tilápias estocada (g/m^3 ; kg/ha)	86,3 (863,0)	74,8 (748,0)	82,4 (824,0
Final: biomassa total de TC (g/m^3; kg/ha)	49,5 (495,0)	39,8 (397,4)	67,5 (675,3)
Final: biomassa total de TN (g/m^3; kg/ha)	20,8 (207,3)	27,9 (279,5)	33,5 (335,0)
Final: biomassa total de tilápias (g/m^3; kg/há)	70,3 (702,3)	67,7 (676,9)	101,0 (1010,3)
Início: biomassa total de predadores estocada (g/m^3; kg/ha)	-	27,6 (277,3)	48,4 (483,9)
Final: biomassa total de predadores (g/m^3; kg/ha)	-	32,6 (325,6)	48,0 (480,4)
Ganho de peso (%) dos predadores	-	18,1 (17,4)	-0,8 (-0,7)
Início: biomassa total de peixes estocados (g/m^3; kg/ha)	86,3 (863,0)	102,4 (1025,3)	130,8 (1307,9)
Final: biomassa total de peixes (g/m^3; kg/há)	70,3 (702,3)	100,3 (1002,5)	149,0 (1490,7)
Biomassa total de outras espécies de peixes (g/m^3; kg/ha)	5,5 (57,7)	16,1 (160,9)	8,2 (83,34)

TC= tilápia do Congo; TN= tilápia do Nilo

4.3 - Efeito dos predadores sobre o estoque de presas

A fim de esclarecer as variações de biomassas de presas nos limnocurrais, procedeu-se a representação da variação numérica das presas como indicativo de seletividade alimentar dos predadores. A Figura 12 mostra o efeito da presença dos predadores em relação às presas (tilápias). Foram utilizadas quatro classes de comprimento: 1 (2,0-6,9 cm); 2 (7,0-12,9 cm); 3 (13,0-17,9 cm) e 4 (18,0-34 cm), a fim de avaliar a vulnerabilidade das presas estocadas através da determinação do tamanho de presa mais predada (Tabela 8). Foi observado ainda que não houve, em nenhum dos tratamentos, aumento do número de indivíduos de nenhuma das espécies de presa. No caso do tratamento surubim, embora tenha havido um aumento do peso final de presas, o número de presas foi menor no fim.

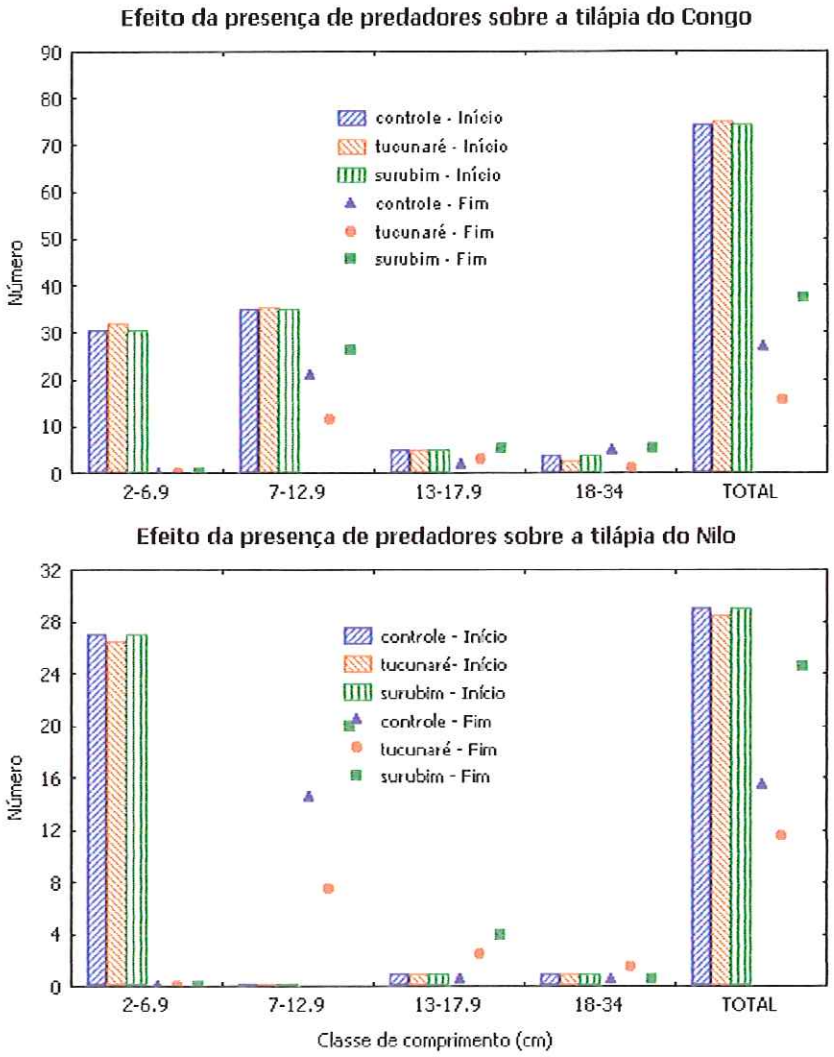

Figura 12: Efeito da presença dos predadores sobre as tilápias nos diferentes tratamentos.

Tabela 8: Distribuição por classes de comprimento das presas no início e fim do experimento, em número e em peso (entre parênteses).

Início	**CLT**	**TUC**	**SUR**
Tilápia do Congo			
2-6,9 (cm)	30,5 (99,5)	32 (101,5)	31,5 (99,5)
7-12,9 (cm)	35 (418,5)	35,5 (439)	35 (466,5)
13-17,9 (cm)	5 (363)	5 (294,5)	5 (305,5)
18-34 (cm)	4 (493,5)	2,5 (438,5)	4 (439,0)
TOTAL	74,5(1389,5)	75 (1273,5)	75,5 (1309,5)
Tilápia do Nilo			
2-6,9 (cm)	27 (376,5)	26,5 (441,5)	26,5 (428,5)
7-12,9 (cm)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
13-17,9 (cm)	1 (97)	1 (99,5)	1 (50,0)
18-34 (cm)	1 (402)	1 (436)	1 (425,0)
TOTAL	29 (875,5)	28,5 (977)	28,5 (903,5)
Fim	**CLT**	**TUC**	**SUR**
Tilápia do Congo			
2-6,9 (cm)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
7-12,9 (cm)	21 (478,5)	11,5 (302,5)	26,5 (670,5)
13-17,9 (cm)	2 (101)	3 (160)	5,5 (345)
18-34 (cm)	5 (700,5)	1 (186,5)	5,5 (826,5)
TOTAL	27 (1280)	15,5 (649)	37,5 (1485)
Tilápia do Nilo			
2-6,9 (cm)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
7-12,9 (cm)	14,5(317,5)	7,5 (258,5)	20 (467)
13-17,9 (cm)	0,5 (22)	2,5 (142)	4 (247)
18-34 (cm)	0,5 (192)	1,5 (378)	0,5 (221,5)
TOTAL	15,5 (531,5)	11,5 (778,5)	24,5 (935,5)
TOTAL GLOBAL	42,5 (1811,5)	27 (1427,5)	62 (2420,5)

1° Classe de comprimento das presas

No final do experimento, esta classe de presa não foi encontrada em nenhum tanque, tanto no que se refere à tilápia do Nilo quanto à do Congo, podendo esta ausência ser justificada pela ação dos predadores ou pelo crescimento dos peixes (passando a pertencer à segunda classe).

2° Classe de comprimento das presas

O tucunaré parece ter sido o predador mais seletivo para esta classe, principalmente para a tilápia do Congo (Figura 12; Tabela 8). A biomassa de presas apresentou nos tanques com tucunarés uma redução de 76% em número e 12,1% em peso (Tabela 9).

O surubim não foi seletivo nem eficiente quanto o tucunaré, tendo tido uma pequena influência no número final de presas, o que se refletiu em decréscimo em seu

peso (-0,8%) (Tabela 7). Tal fato poderia estar relacionado a morfologia, principalmente da abertura bucal do peixe (HANBRIGHT *et al*,, 1991,1994), conforme será discutido mais adiante. Como tendência geral, pode-se dizer que com a presença do surubim, as presas diminuíram em número e aumentaram em biomassa chegando a um acréscimo de 25,6% da biomassa inicial (Tabela 9). Este fato pode indicar que o surubim estaria favorecendo um maior ganho de peso das suas presas. Uma das possibilidades neste sentido seria de uma maior contribuição nutricional para a produtividade da presa pelo surubim, quer como um efeito direto de maior excreção relativa de nutrientes, quer por alteração do padrão de reciclagem de nutrientes pelos peixes forrageiros ou ainda um efeito indireto de movimentação do peixe próximo ao sedimento de fundo e conseqüente ressuspensão de nutrientes.

3° Classe de comprimento das presas

Esta classe pode ter passado a pertencer à seguinte, justificando o baixo efeito de predação exercido sobre a mesma. Houve indícios de predação por parte do tucunaré, com uma diminuição das presas em número e biomassa (Tabela 8). O surubim não apresentou aumento em peso (Tabela 7), embora tenha havido um pequeno decréscimo no número de presas para este tratamento. Os tanques controles apresentaram redução em número e biomassa (Tabela 9).

4° Classe de comprimento das presas

Esta classe de comprimento apresentou pequena diminuição em peso e número médio de indivíduos por tanque para tilápia do Congo e comportamento inverso para tilápia do Nilo, nos tratamentos com tucunaré. Para o surubim, o número médio e o peso aumentaram, indicando uma possível ascensão dos peixes da 3ª classe para esta (Tabela 8).

As médias dos estoques de presas por tratamento em número e biomassa indicam que o tratamento que apresentou maior eficiência foi o do tucunaré, com uma redução de 71,5% das presas. O tratamento controle apresentou uma queda em número e biomassa (58,0% dos peixes desapareceram, restando uma biomassa de 28,3%), e o tratamento com o surubim apresentou menor predação (40,4%), tendo as presas apresentado, inclusive, um aumento em biomassa de 25,6% (Tabela 9).

Tabela 9: Médias dos estoques de presas por tratamento em número e peso (entre parênteses) no início e no final do experimento.

	Limnocurral / Tratamento		
	CLT	**TUC**	**SUR**
INÍCIO			
Tilápia do Congo (n; g)	74,5 (1374,5)	75,0 (1273,5)	75,5 (1309,5)
Tilápia do Nilo (n; g)	29,0 (875,5)	28,5 (977,0)	28,5 (903,5)
TOTAL (n; g)	103,5 (2250,0)	103,5 (2250,5)	104,0(2213,0)
FIM			
Tilápia do Congo (n; g)	28,0 (1280,0)	18,0 (1119,5)	37,5 (1843,5)
Tilápia do Nilo (n; g)	15,5 (332,5)	11,5 (778,5)	24,5 (935,5)
TOTAL (n; g)	43,5 (1612,5)	29,5 (1898,0)	62,0 (2779,0)
Diferença (%) TC	-62,4 (-6,9)	-76,0 (-12,1)	-50,3 (+40,8)
Diferença (%) TN	-46,6 (-62,0)	-59,6 (-20,3)	-14,0 (+3,5)
Diferença (%) total	-58,0 (-28,3)	-71,5 (-15,7)	-40,4 (+25,6)
% não predada	42,0 (71,7)	28,5 (84,3)	59,6 (125,6)

TC= tilápia do Congo e TN= tilápia do Nilo

4.4 - Efeito dos estoques de peixes na qualidade da água

De forma geral não foi registrado nenhum efeito significativo dos tratamentos sobre a qualidade da água nos limnocurrais, conforme pode ser visto na Tabela 10. Os valores médios encontrados (Tabela 11) serão descritos a seguir.

Tabela 10: Resultado da análise estatística (RMA) para as variáveis físicas e químicas da água.

Parâmetros Limnológicos	$P_{Tratamento}$
Temperatura	0,571
pH	0,663
Condutividade elétrica	0,160
Transparência (Secchi)	0,709
Oxigênio Dissolvido	0,637
Amônia	0,695
Nitrito	0,425
Nitrato	0,389
TKN	0,895
Nitrogênio total	0,909
Turbidez	0,768
PO_4	-
Fósforo total	0,565
Zooplâncton Total	0,375
Clorofila fracionada	0,670
Clorofila total	0,855

Nível de siguinifância P=0,005

Tabela 11: Médias das variáveis físicos e químicos da água.

	Média CLT	Média TUC	Média SUR	Média Lago
Temperatura	24,3	24,6	24,5	24,9
PH	9,10	8,30	8,30	7,40
Condutividade	94,8	89,7	92,7,	99,4
Transparência (Secchi)	41,0	59,0	56,0	204
OD	4,91	4,69	4,85	5,00
Amônia	0,189	0,213	0,204	0,385
Nitrito	0,004	0,006	0,004	0,007
Nitrato	0,081	0,152	0,103	0,207
TKN	1,286	1,268	0,915	0,554
N total	1,54	1,51	1,25	1,11
Turbidez	14,9	17,6	8,50	2,25
PO_4	-	-	-	0,007
P total	84,7	87,3	71,3	14,2
Clorofila fracionada	18,69	14,55	22,6	4,858
Clorofila total	46,52	33,75	35,6	6,56

4.5 - Características físicas e químicas da água

4.5.1 - Temperatura

A temperatura não apresentou diferença significativa entre os tratamentos (Tabela 10). As temperaturas médias dos tratamentos e do lago foram similares (Tabela 11), as mais baixas, para todos os tratamentos, foram registradas na última semana do experimento e as mais altas, na semana anterior (Figura 13).

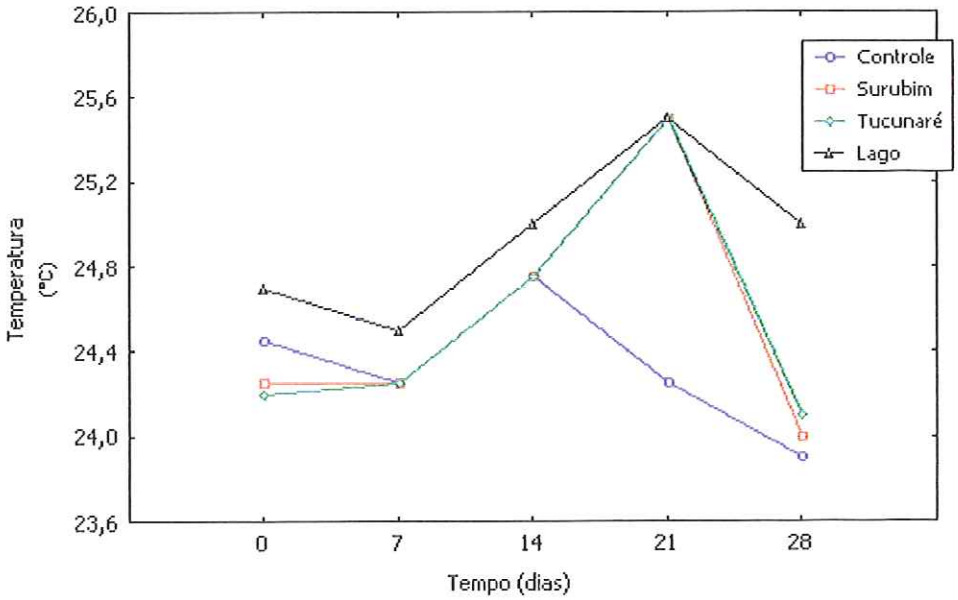

Figura 13: Variação da temperatura da água ao longo do tempo, para tratamentos e o lago.

EESC-USP Biblioteca Campus de S. Carlos

4.5.2 - pH

Este variável não apresentou diferença significativa entre os tratamentos (Tabela 10). Entretanto, estes apresentaram a mesma tendência ao longo do tempo, com valores máximos na segunda coleta, e decréscimo nas restantes (Figura 14). O tratamento controle tendeu a apresentar valores maiores, tendo sido registrado um pH de 9,05 na segunda semana (Tabela 11).

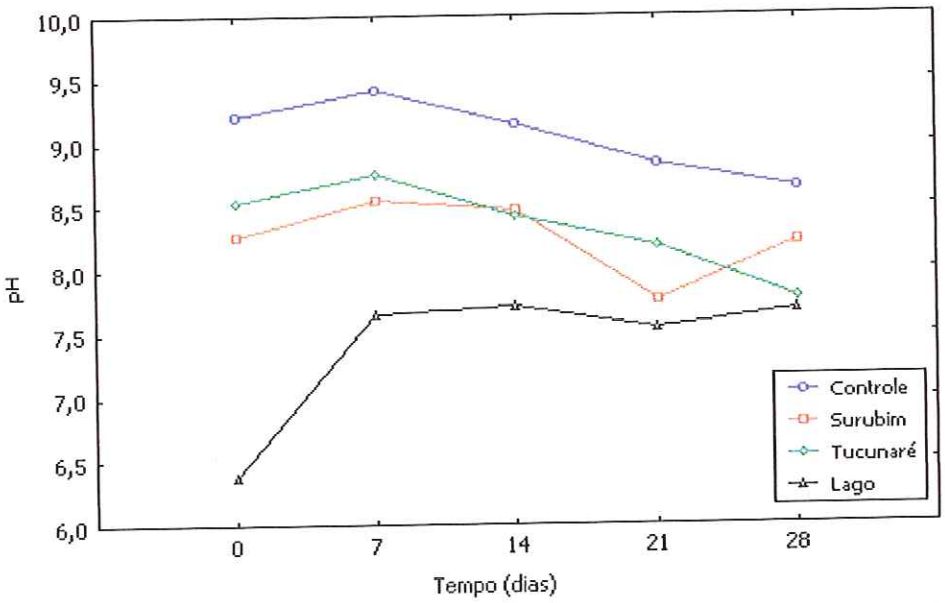

Figura 14: Variação do pH da água ao longo do tempo, para tratamentos e o lago.

4.5.3 - Condutividade elétrica

A condutividade elétrica foi semelhante nos três tratamentos, não apresentando diferenças significativas entre os mesmos (Tabela 10). Pode-se observar que o lago apresentou valor médio de condutividade elétrica superior aos tratamentos (Tabela 11), embora não tenha havido nenhum padrão entre os tratamentos no decorrer do período (Figura 15).

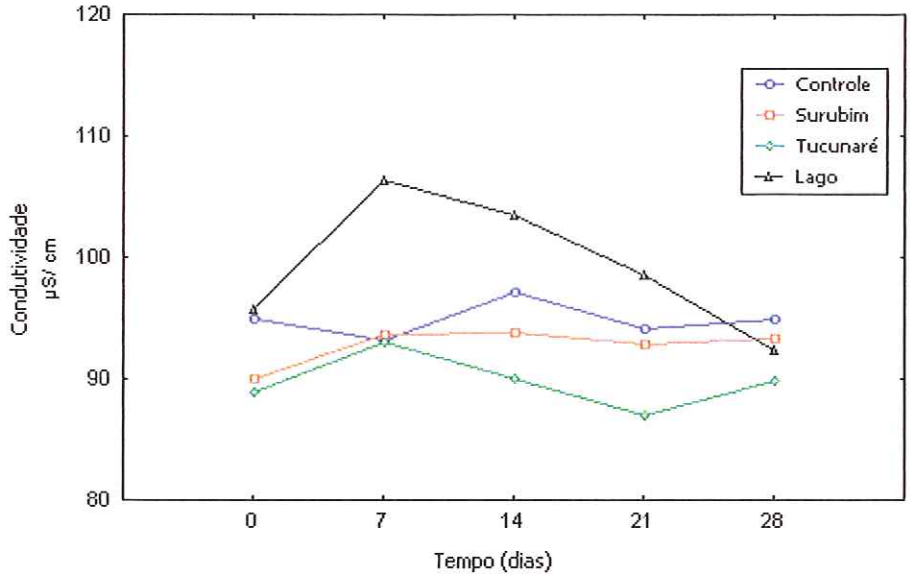

Figura 15: Variação da condutividade elétrica da água ao longo do tempo, para tratamentos e o lago.

4.5.4 - Transparência da água

O isolamento dos tanques afetou a transparência da água dos tratamentos, tendo sido observada maior transparência no lago (220 cm na segunda coleta) do que nos tratamentos (Figura 16). Porém a transparência não apresentou diferenças significativas entre os tratamentos (Tabela 10). tendo sido observado um pequeno contraste entre as médias globais dos tratamentos com predadores e o controle, que teve em média 41 cm de transparência (Tabela 11).

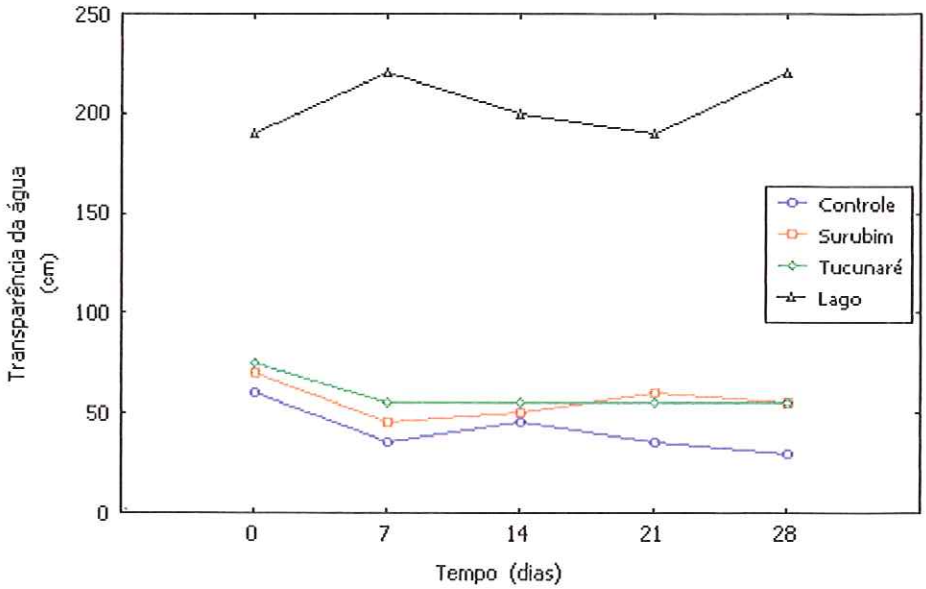

Figura 16: Variação da transparência da água ao longo do tempo, para tratamentos e o lago.

4.5.5 - Turbidez

Esta variável não apresentou diferença significativa (RMA) entre os tratamentos. A Figura 17 mostra os valores das concentrações de turbidez durante o experimento, observando-se que o tratamento com a maior média foi o do tucunaré (17,6 NTU) e o lago, a menor (2,25 NTU) (Tabela 11).

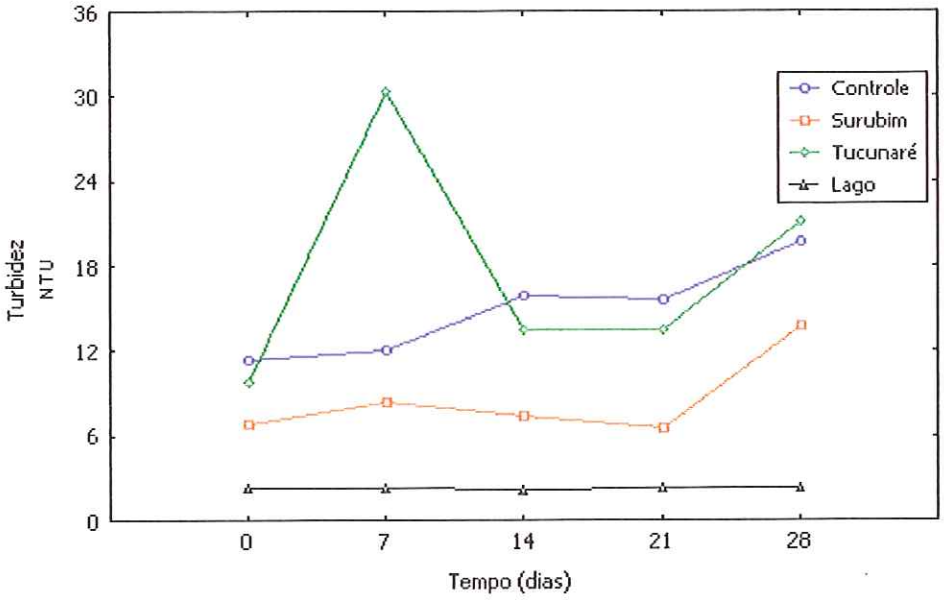

Figura 17: Variação da turbidez da água ao longo do tempo, para tratamentos e o lago.

4.5.6 - Oxigênio dissolvido (OD)

O OD não apresentou diferenças significativas entre os tratamentos (Tabela 10) e os valores médios encontrados foram bastante próximos (Tabela 11). Todos os tratamentos apresentaram a mesma tendência (Figura 18). O tratamento controle apresentou a maior concentração de OD (4,91 mg/L), embora todos os tratamentos tenham tido as suas concentrações reduzidas ao longo do experimento.

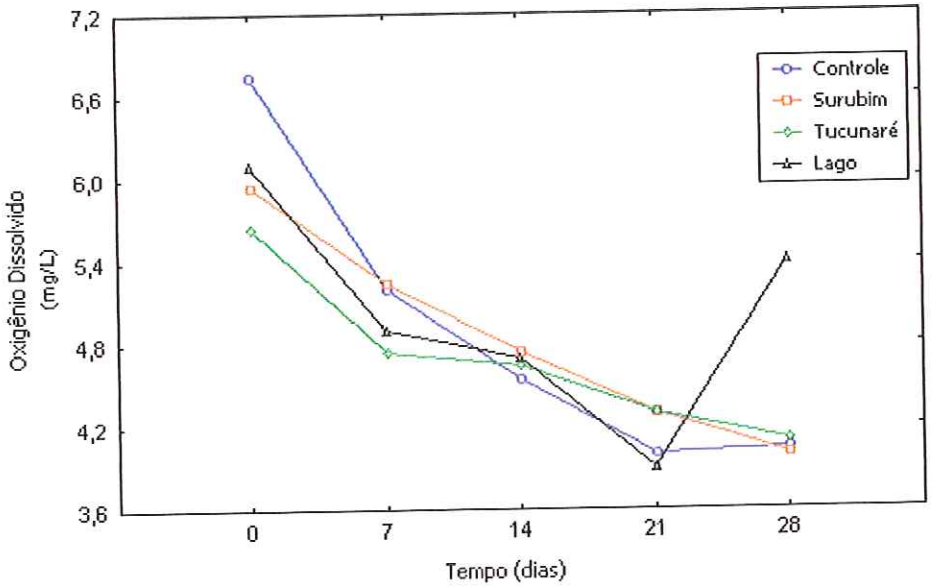

Figura 18: Variação de OD da água ao longo do tempo, para tratamentos e o lago.

4.5.7 - Amônia

O isolamento da água nos limnocurrais não provocou diferenças significativas nas concentrações de amônia nos três tratamentos (Tabela 10). Pode-se observar que os tratamentos com predadores apresentaram a mesma tendência (Figura 19), tendo o lago apresentado uma concentração média acima dos tratamentos, com uma média de 0,385 mg/L (Tabela 11).

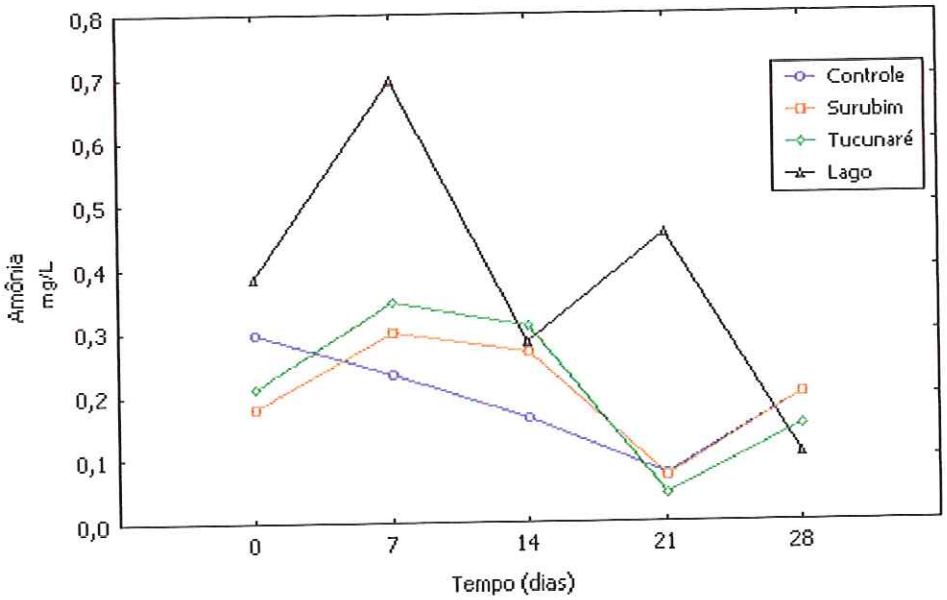

Figura 19: Variação da amônia da água ao longo do tempo, para tratamentos e o lago.

4.5.8 - Nitrito

As concentrações de nitrito não obtiveram diferenças significativas entre os tratamentos (Tabela 10). Os tratamentos apresentaram uma mesma tendência, apesar de o tratamento com o tucunaré ter apresentado concentrações geralmente mais elevadas em relação aos demais. O lago apresentou concentrações similares em todo o experimento com um pico de 0,008 µg/L (Figura 20) e apresentando a maior média entre os tratamentos (0,007µg/L) (Tabela 11).

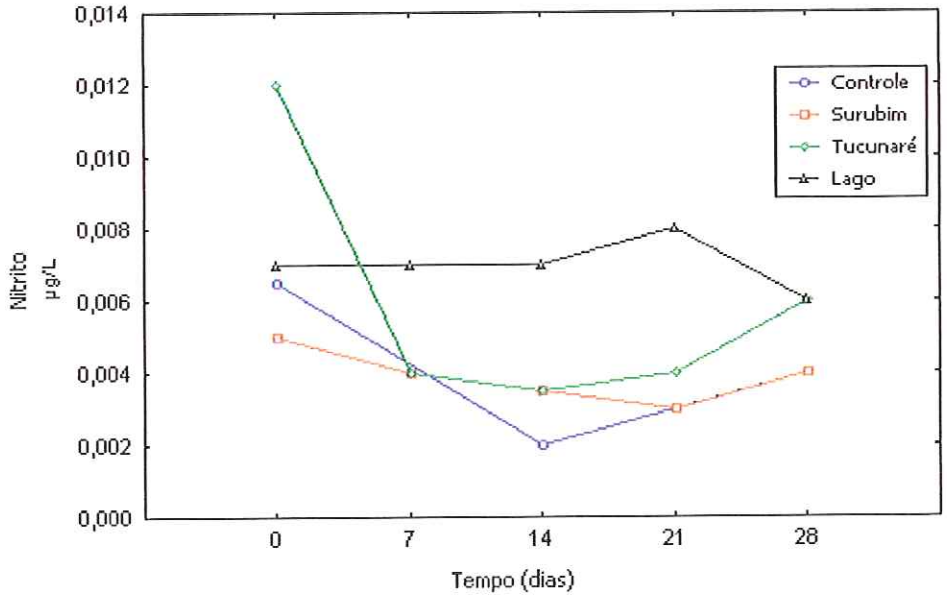

Figura 20: Variação do nitrito da água ao longo do tempo, para tratamentos e o lago.

4.5.9 - Nitrato

As concentrações de nitrato não apresentaram diferenças significativas (Tabela 10), com os tratamentos apresentando valores médios um pouco contrastantes (Tabela 11). O tratamento com tucunaré apresentou a concentração média de nitrato mais alta (0,1516 µg/L,) e o controle, a mais baixa (0,0805 µg/L). A Figura 21 indica que os tratamentos com predadores tiveram tendência de evolução similar.

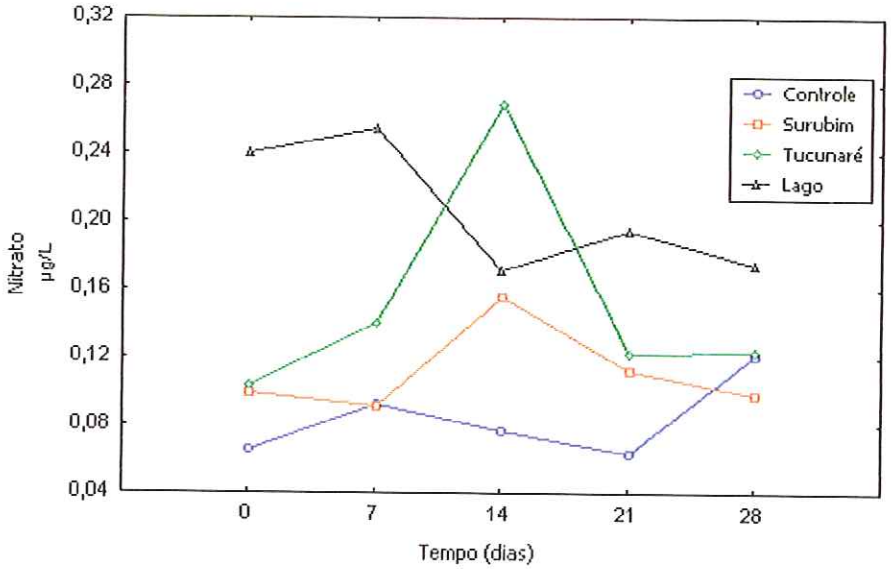

Figura 21: Variação da nitrato do água ao longo do tempo, para tratamentos e o lago.

4.5.10 - TKN

Esta variável não apresentou diferenças estatísticas significativas (Tabela 10), mas apresentou comportamento semelhante para as coletas nos tanques com tratamentos e o lago (Figura 22). O isolamento dos limnocurrais foi responsável pelo aumento nas médias das concentrações (Tabela 11), com a menor média registrada no lago e a maior, no tratamento controle.

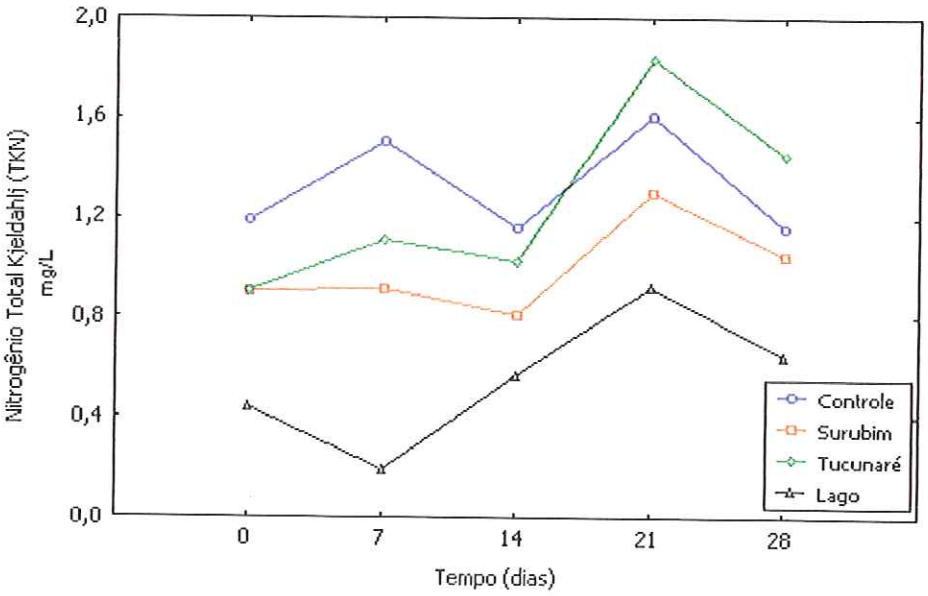

Figura 22: Variação da concentração de TKN na água ao longo do tempo, para os três tratamentos e o lago.

4.5.11 - Nitrogênio total

As concentrações de nitrogênio total encontradas nos tratamentos apresentaram médias semelhantes (Tabela 11), e não apresentaram diferenças significativas (Tabela 10). As amostras indicaram um comportamento evolutivo semelhante, tendo apenas o tratamento com tucunaré um comportamento um pouco diferenciado (Figura 23).

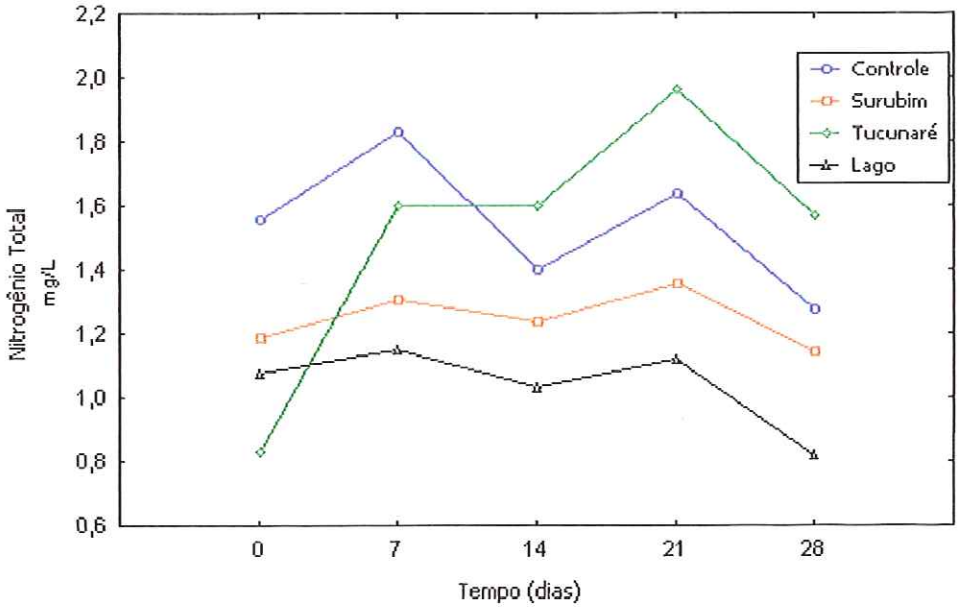

Figura 23: Variação do nitrogênio total do água ao longo do tempo, para os três tratamentos e o lago.

4.5.12 - Fósforo solúvel

As concentrações do ortofosfato foram todas abaixo dos níveis de detecção (<0,002 µg/L), não sendo possível realizar nenhum tipo de análise estatística. O lago apresentou a maior média de concentração (0,007 µg/L) (Tabela 11).

4.5.13 - Fósforo total

A variação da concentração de fósforo total ao longo do experimento diferiu do fósforo solúvel. O resultado da análise estatística (RMA) mostrou não haver diferenças

significativas entre os tratamentos (Tabela 10). O tratamento com surubim foi o que apresentou a menor média global entre os tratamentos, com concentração de 71,3 µg/L (Tabela 11). Os tratamentos tiveram comportamentos diferentes ao longo do experimento, com o lago apresentando concentrações inferiores às dos tratamentos (Figura 24).

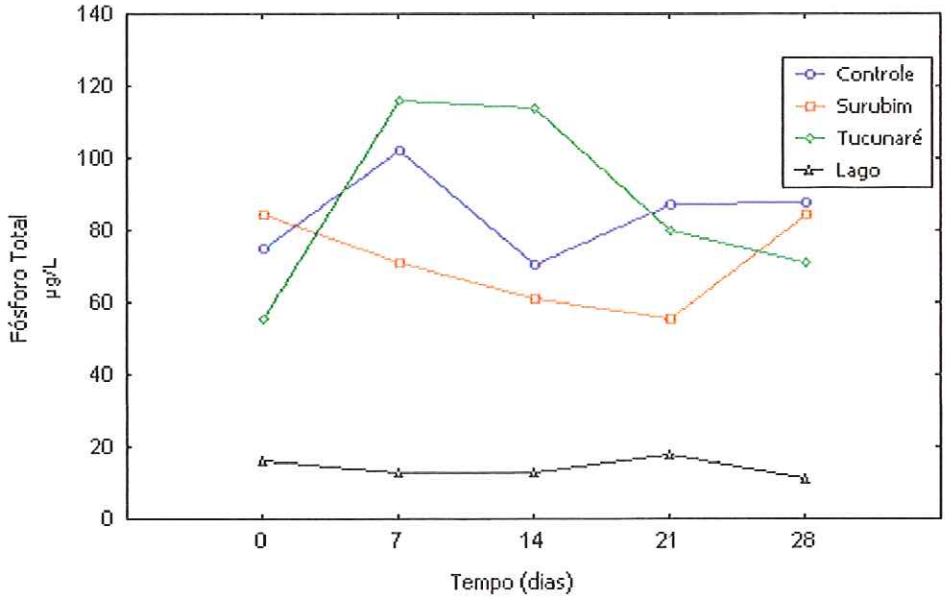

Figura 24: Variação do fósforo total do água ao longo do tempo. para os três tratamentos e o lago.

4.6 - Parâmetros biológicos

4.6.1 – Concentração de clorofila

4.6.1.1 - Clorofila total

A concentração de clorofila total não apresentou diferenças significativas entre os tratamentos (Tabela 10). O tratamento controle foi o que apresentou a maior média global das concentrações (46,5 µg/L), enquanto ambos os tratamentos com predadores tiveram valores globais mais baixos e semelhantes (Tabela 11). A concentração da clorofila total apresentou tendências similares ao longo do tempo, tanto para os tratamentos quanto para o lago (Figura 25).

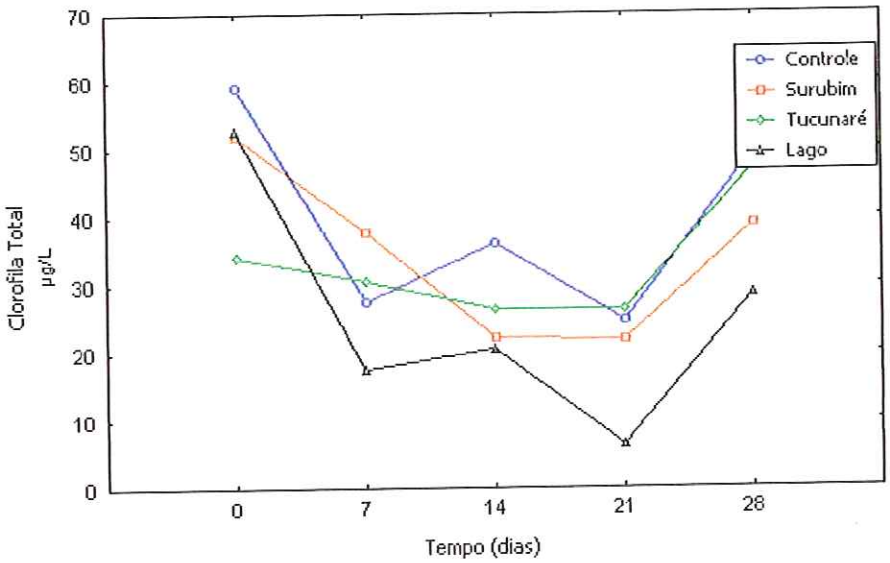

Figura 25: Variação da clorofila total da água ao longo dos três tratamentos e no lago.

4.6.1.2 - Clorofila fracionada

A concentração de algas do nanoplâncton (menores que 15 µm) não apresentou diferença estatística significativa (Tabela 10). Entre os tratamentos, a menor média de clorofila (14,6 µg/L) foi obtida no tratamento do tucunaré, sendo bem superior à concentração obtida no lago (4,9µg/L) (Tabela 11). O padrão de variação na concentração da clorofila fracionada foi similar para todos os tratamentos e distinto do lago (Figura 26), com os tratamentos exibindo concentrações superiores às registradas no reservatório.

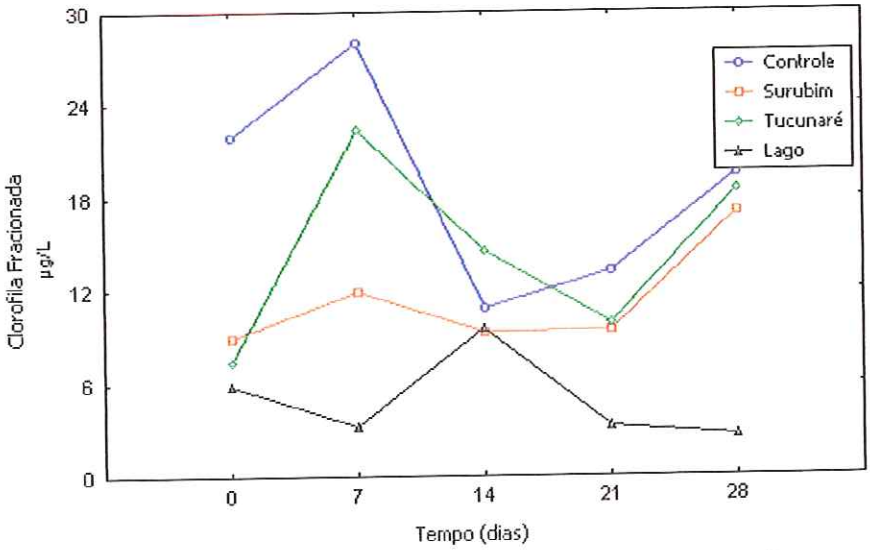

Figura 26: Variação da clorofila fracionada da água ao longo dos três tratamentos e no lago.

4.6.2 – Abundância de zooplâncton

4.6.2.1 - Abundância relativa dos principais grupos de Zooplâncton

Os organismos zooplanctônicos foram quantificados em termos de grupos taxonômicos, sendo estes analisados de acordo com sua abundância relativa (Figura 27).

Os Cladoceros apresentaram um baixo percentual nos tratamentos, exceto para o tucunaré, que apresentou um pico máximo de 14,3%. O grupo dos Copepada esteve presente em todos os tratamentos e no lago. Em todos os limnocurrais houve um aumento em sua abundância, exceto para o lago, que apresentou uma diminuição na densidade no final do período. Os rotíferos apresentaram as maiores abundâncias em todos os tratamentos e no lago com cerca de 75% de dominância.

No primeiro dia de coleta foi registrada uma grande abundância de rotíferos em todos os tratamentos e no lago, seguido de copépodos. Os cladoceros estiveram presentes apenas no tanque com tucunaré.

No segundo dia de coleta (decorridos 7 dias de experimento) verificou-se comportamento semelhante ao descrito acima, embora tenha sido registrada também uma pequena presença de cladoceros (< 1%) nos tanques com surubim.

No terceiro dia de coleta (decorridos 14 dias de experimento), pôde-se observar uma diminuição na abundância dos rotíferos no tratamento com pintado e no lago, com o percentual de copépodos acima dos dias anteriores. A presença dos cladoceros aumentou nos tratamentos com predadores, havendo também um pequeno registro (<1%) nos tanques controle.

No quarto dia de amostragem (após 21 dias do início do experimento), as abundâncias relativas dos rotíferos permaneceram constantes em todos os tratamentos e no lago. Os copépodos tiveram uma porcentagem maior apenas no tratamento controle, permanecendo constantes nos demais tratamentos. Os cladoceros estiveram presentes pela primeira vez em todos os tratamentos e no lago, este com maior abundância (23,1%). Os tratamentos apresentaram aumento em suas abundâncias, embora os valores do tratamento controle tenham sido discretos.

No último dia de amostragem, isto é, após 28 dias de instalação do experimento, o grupo dos rotíferos apresentou uma redução na abundância para os tratamentos e aumento para o lago. Os cladoceros tiveram uma queda em sua

abundância em todos os tratamentos e também para o lago. A abundância dos copépodos teve incremento em todos os tratamentos, exceto para o lago.

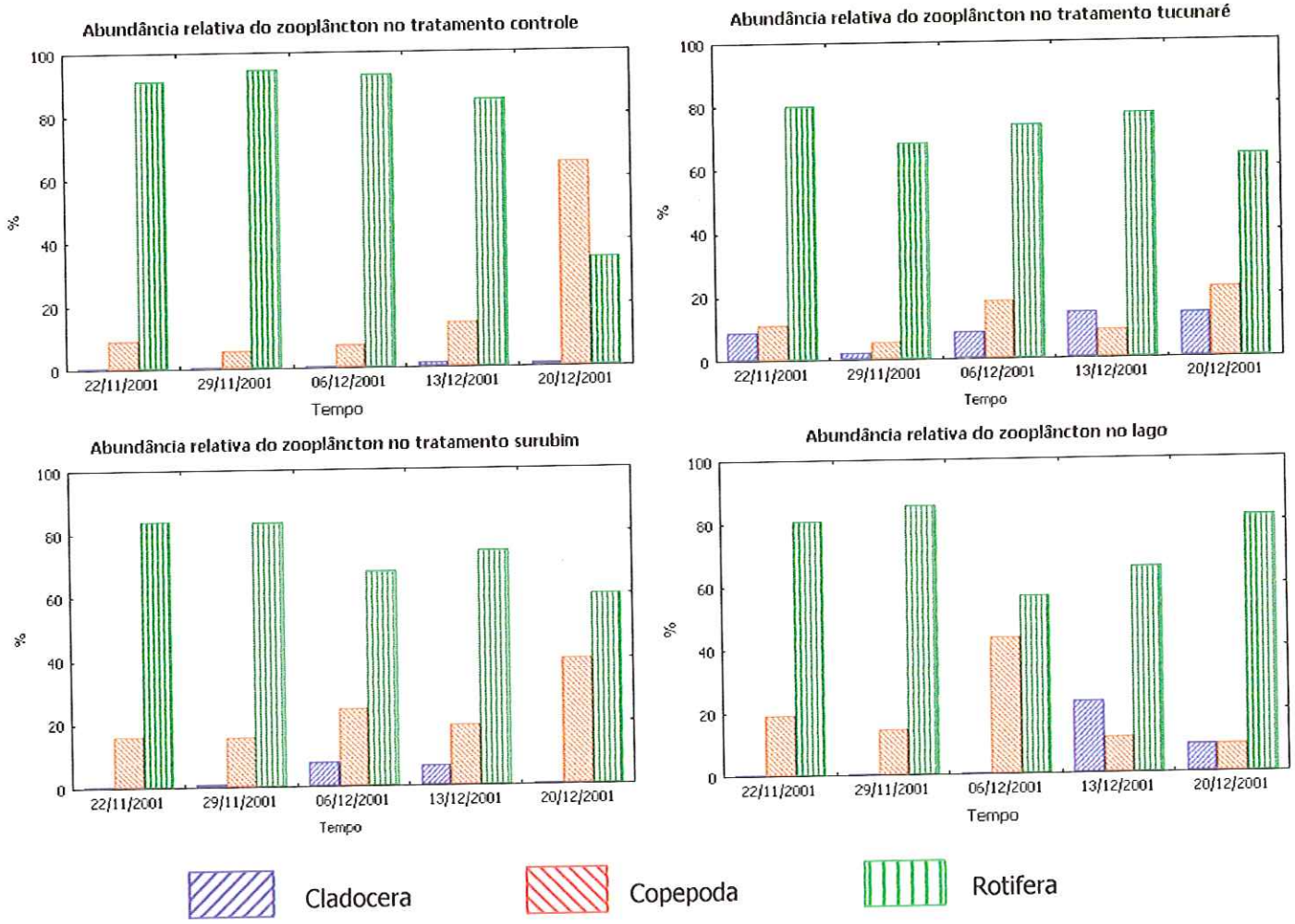

Figura 27: Abundância relativa entre os grupos zooplanctônicos para todos os tratamentos e o lago.

4.6.2.2 - Abundância numérica dos principais grupos de zooplâncton

A análise estatística não permitiu identificar diferença estatística significativa entre os tratamentos. Em termos numéricos, os cladoceros foram mais abundantes no tratamento com tucunaré, estando presentes em todos os dias de coleta. Os copépodos, embora estivessem presentes em todos os tratamentos e no lago, tiveram maiores registros no tratamento controle, num total de 750 indivíduos/L. O grupo dos rotíferos apresentou as maiores ocorrências no tratamento controle, seguido do tratamento com surubim (4600 e 4173 indivíduos/L, respectivamente) (Figura 28).

No primeiro dia de coleta, o tratamento com pintado apresentou o maior número total de indivíduos (2913 indivíduos/L), principalmente de rotíferos (2448 indivíduos/L); esta tendência se manteve para os demais tratamentos e para o lago, embora os valores encontrados tenham sido inferiores. Os copépodos responderam pelo segundo maior registro, e os cladoceros foram registrados apenas no tanque com tucunaré.

O segundo dia de coleta (decorridos 7 dias de experimento) apresentou comportamento semelhante ao descrito acima, com a presença de cladoceros registrada nos tratamentos com pintado e com tucunaré.

No terceiro dia de coleta (decorridos 14 dias de experimento), foi observado um maior número total de indivíduos para o tratamento controle (1915 indivíduos/L), valor este cerca de 5 vezes superior ao segundo registro (tratamento com tucunaré, 360 indivíduos/L). Os cladoceros, com participação discreta, não estiveram presentes apenas nas amostras coletadas no lago.

No quarto dia de amostragem (após 21 dias do início do experimento), mais uma vez o maior número de indivíduos foi observado no tratamento com surubim, com os rotíferos respondendo pelos maiores registros. Neste dia houve o primeiro registro de cladoceros em todos os tratamentos e no lago.

No último dia de amostragem, isto é, após 28 dias de incubação do experimento, foi possível comprovar a tendência de redução do número total de indivíduos/L. De um modo geral, os tratamentos com predadores apresentaram os menores registros, com maiores participações do grupo dos rotíferos.

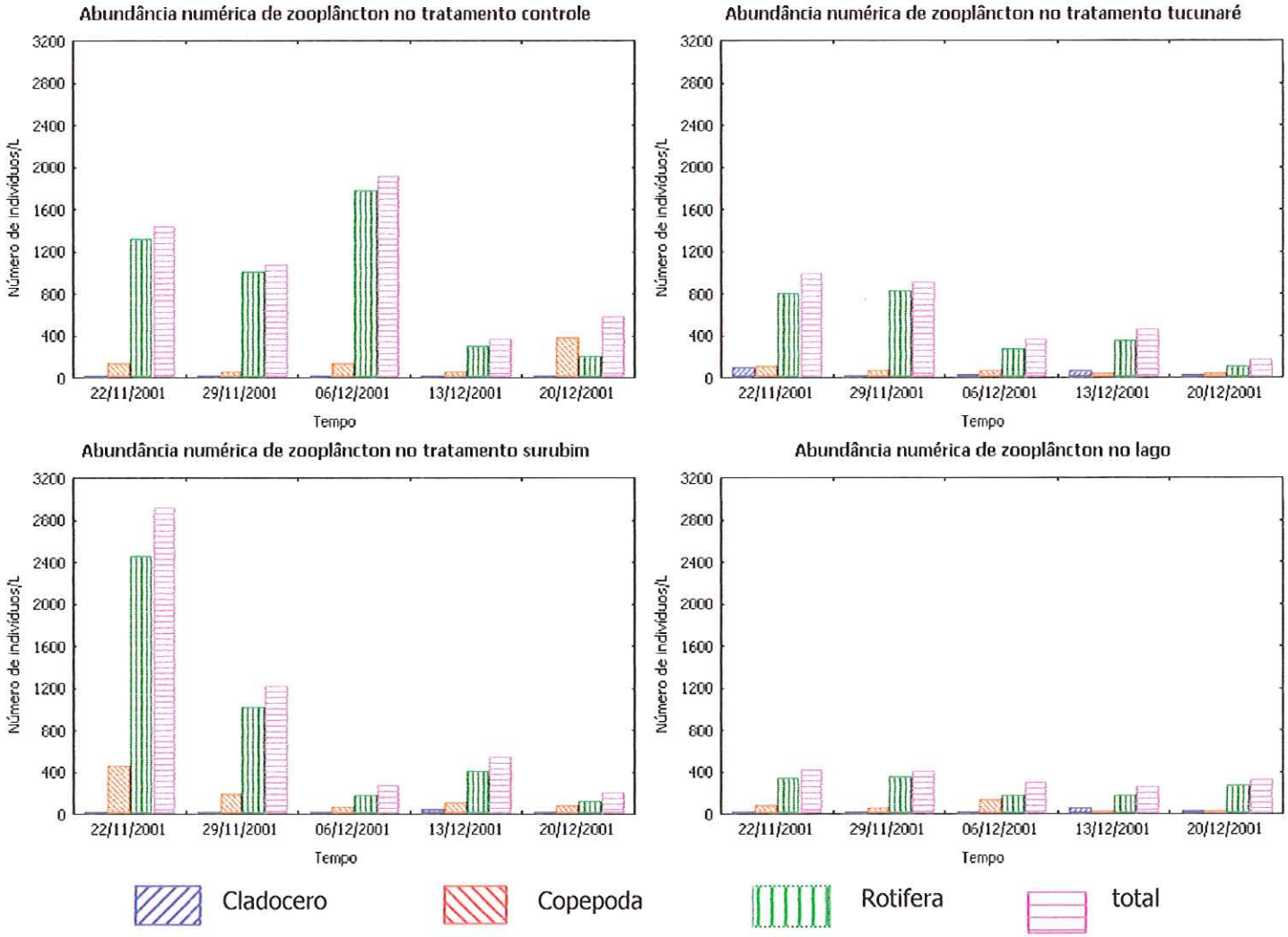

Figura 28: Estrutura da comunidade zooplanctônica nos tratamentos e no lago.

5 - DISCUSSÃO

5.1 - Variáveis físicas e químicas da água

A simulação das condições naturais nas unidades experimentais mostrou que o isolamento da água nos limnocurrais não só proporciona um aumento no tempo de residência da água, mas também diminui sua turbulência. Com isso, a disponibilidade de nutrientes é aumentada na coluna d´água, fazendo com que as concentrações de fito e zooplâncton aumentem, diminuindo a transparência da água.

A temperatura é uma variável importante nos estudos de biomanipulação, influenciando as taxas metabólicas dos peixes (JEZIERSKA, 1979). As taxas de excreção de amônia aumentam de acordo com a elevação desta variável (IWAKUMA *et al.*, 1990), bem como a ciclagem de fósforo pelos peixes é acelerada (ANDERSSON *et al.*, 1988; PERSSON, 1997). Esta variável limnológica manteve-se muito semelhante nos tratamentos e no lago, não apresentando diferenças significativas entre os tratamentos.

Os valores de pH apresentaram-se superiores, ao longo do tempo, para o tratamento controle, como reposta à presença exclusiva de tilápias ou às maiores concentrações de clorofila registradas. STARLING & ROCHA (1990) observaram, em um estudo no mesmo lago, valores superiores de pH em tanques com peixes e relacionaram este fato ao maior consumo de CO_2 pelo fitoplâncton.

Quanto à condutividade elétrica, uma maior concentração de íons foi registrada no tratamento controle, durante quase todo o experimento, embora não tenha havido diferenças significativas entre os tratamentos. A presença exclusiva de tilápias, quando comparada a tratamentos sem a presença de peixes, em estudos de FIGUEREDO (2000) e STARLING & ROCHA (1990), teve como resposta um aumento na concentração da condutividade elétrica. A concentração de íons mais baixa no tratamento do tucunaré pode ser justificada pelo controle que este predador exerceu sobre a biomassa de tilápias (Tabela 9), comprovando que a presença exclusiva das presas teve maior efeito sobre o variável (Figura 15).

O isolamento dos tanques teve forte influência na redução da transparência da água (Figura 16), tendo também as altas biomassas de peixes refletido no aumento da clorofila nos tratamentos (Tabela 11). A elevada biomassa de fitoplâncton e a presença

de peixes planctívoros, portanto, diminuíram a transparência da água (SHAPIRO *et al.*, 1975; MCQUEEN *et al.*, 1990; SONDERGAARD *et al.*, 1997), devido ao acréscimo de nutrientes via excreção dos peixes (DRENNER *et al.*, 1996, STARLING, 1998).

A turbidez é a medida de capacidade da água em dispersar radiação. Neste estudo, o tratamento do tucunaré foi o que apresentou maior turbidez, com valores próximos, e por vezes superiores, aos do tratamento controle (Tabela 11), não apresentando diferenças significativas entre os tratamentos. Isto pode ter acontecido pelo fato de esta espécie apresentar uma tática de alimentação de perseguição ativa (PEDRO, 1995), promovendo a ressuspensão de detritos orgânicos e inorgânicos ao se locomover com freqüência para a captura de alimento. Já o tratamento do surubim foi o que apresentou a menor turbidez, pois esta espécie apresenta hábitos diferentes do tucunaré, não sendo um predador ativo, e sim oportunista.

Os valores de oxigênio dissolvido nos limnocurrais e no lago atingiram concentrações bem próximas (Tabela 11), indicando que o isolamento e os estoques de peixes nos limnocurrais não interferiram nas concentrações desta variável, não havendo, portanto, diferenças significativas entre os tratamentos (Figura 18).

Não foram encontradas diferenças entre os tratamentos para as concentrações de nutrientes. O nitrogênio e o fósforo são os principais nutrientes para os produtores primários no ambiente aquático (ESTEVES, 1988), e o aumento médio de nutrientes significa mudanças na abundância de peixes, no que se refere à biomassa e composição, em lagos temperados (MCQUEEN, 1998). A biomassa de peixes e sua densidade por unidade de área do lago aumentam com o aumento da concentração de fósforo total (HANSON & LAGGET ,1982; QUIROS, 1990), fazendo com que a concentração de peixes predadores caia (PERSSON *et al.*,1988; JEPPESEN *et al.*, 1990, 1994).

PERSSON *et al.* (1997) compararam a taxa de excreção de fósforo para peixes zooplanctívoros, com estimativas de cargas internas e externas em um lago eutrofizado (Lago Finjasjon – Suécia). Os experimentos foram realizados em laboratório, utilizando duas espécies de presas (uma bentônica e outra pelágica), e os resultados foram extrapolados para todo o lago, usando o cálculo do consumo de presas pelo peixe, baseado em dados de campo sobre a estrutura da comunidade, crescimento da taxa de excreção e dieta do peixe. A taxa de fósforo excretada pelo peixe foi em média de 0,53 mg $P/m^2/d$, a qual teve um aumento de 110% de carga externa e 42% de carga interna. A maior parte do fósforo lançado pelo peixe é

reciclado dentro da coluna da água, isto é, mais de 18% do fósforo lançado na água provem do alimento bentônico, representando, assim, o transporte de fósforo do sedimento para a coluna da água. O fósforo excretado pelo peixe tornou-se disponível para o fitoplâncton, sugerindo que o nutriente talvez constitua uma fonte importante para as algas.

O isolamento dos limnocurrais não teve efeito sobre a concentração de amônia na água encerrada (Figura 19). O tratamento controle apresentou concentrações médias abaixo dos demais tratamentos (Tabela 11). Isto pode ter acontecido por ser a amônia uma das principais formas de nitrogênio excretadas pelos peixes, e os produtores primários serem capazes de consumi-la (WETZEL, 1983).

O nitrito é uma variável bastante complexa, pelo fato de ser convertido em amônia ou nitrato e dificilmente se acumular no sistema. Suas baixas concentrações podem ainda indicar um ambiente com elevada oxigenação (ESTEVES, 1988).

As elevadas concentrações de nitrogênio nos tratamentos resultaram num maior desenvolvimento do fitoplâncton, e por conseqüência, num aumento da concentração de clorofila. Como indicativo deste processo, nota-se a elevada concentração de clorofila no tratamento controle e o comportamento inverso para as concentrações de nitrato e a amônia (Tabela 11), demostrando a assimilação destas fontes de nitrogênio pelo fitoplâncton (REYNOLDS, 1984; ESTEVES, 1988). A relação entre as formas de nitrogênio e a clorofila também foi observada por diversos autores: KURMAYER & WANZENBOCK (1996) e KARJALAINEN *et al.* (1998), por exemplo, observaram relações diretas entre as reduções nas concentrações de nitrato e amônia e acréscimos nas concentrações de clorofila, em experimentos em tanques com biomassas de peixes conhecidas.

Embora o tratamento controle tenha apresentado uma redução na concentração de nitrato ao longo do tempo (Figura 21), existiu um tendência neste tratamento a concentrações mais baixas (Tabela 11). Isto pode ser explicado pelo balanço entre o consumo desta variável e o consumo de amônia (ESTEVES,1988).

Os peixes liberam fósforo na água diretamente através de processos metabólicos (excreção) e, indiretamente, devido a seu habito de revolver o sedimento em busca de alimento, disponibilizando o nutriente para a coluna da água (PERSSON, 1997). STARLING (1998) ressalta que a importância dos peixes na manutenção das concentrações de fósforo na água pode ser maior que a de fontes alóctones, principalmente como fonte de nutriente na região pelágica. BRABRAND *et al.*, (1990)

salientam que o fósforo solúvel é a principal forma de fósforo excretada pelos peixes, e STARLING (1998) demostrou que a tilápia é o peixe que apresenta a maior taxa de excreção de fósforo solúvel no Lago Paranoá.

Em todos os tratamentos, as concentrações de fósforo solúvel foram bastante baixas (Tabela 11), principalmente no tratamento controle, que apresentou valores inferiores a 0,002 µg/L, valores estes comuns em ambientes lênticos, exceto nos mais eutróficos (ESTEVES, 1988). O isolamento dos limnocurrais e o efeito do estoque de peixes nos tratamentos não representaram diferenças significativas nas concentrações de fósforo solúvel e total (Tabela 10). Isto pode ser provável pelo fato da clorofila consumir uma grande quantidade de fósforo, mantendo as concentrações de fósforo solúvel em níveis bem reduzidos (WETZEL, 1983), tornando esta variável ineficiente para estimar a disponibilidade de fósforo no ambiente (REYNOLDS, 1984).

O impacto de peixes que se alimentam de detritos do sedimento, tornando disponíveis grande concentrações de fósforo para o fitoplâncton, foi estudado por vários autores (LAMARRA, 1975; PERSSON, 1997; DRENNER *et al.*, 1996; STARLING, 1998). No Lago Paranoá foi observado nas tilápias, com seu hábito alimentar extremamente onívoro, mais de 50% do seu conteúdo estomacal composto por sedimento (GRANDO, 1989), que através de excreção será lançado na coluna da água.

De um modo geral, para as amostras coletadas no lago, a observação de algumas variáveis como pH, turbidez, fósforo total e nitrogênio total sugerem que o enclausuramento da água proporcionou uma condição semelhante a um ambiente eutrófico nos tanques para a realização dos experimentos.

5.2 – Análise de biomassa fitoplanctônica (Clorofila)

Alguns estudos confirmam que o impacto do estoque de peixes favorece as concentrações de clorofila através da excreção de nutrientes e da predação do zooplâncton (MCQUENN, 1992; DRENNER, 1998; STARLING, 1998; LAZZARO, 1997). Em relação ao estoque de peixes piscívoros, muitos trabalhos não obtiveram sucesso (LYCHE, 1989; DEMELLO *et al.*, 1992; MCQUENN *et al.*, 1992) por diversos fatores que não foram levados em consideração, como a baixa densidade de estocagem (PERROW *et al.*, 1997), mas em muitos trabalhos o efeito "Top-Down" foi observado (SHAPIRO *et al.*, 1975; SHAPIRO & WRIGHT, 1984; CARPENTER *et al.*, 1985; PERSSON *et al.*,

1988; MCQUEEN, 1990; FAAFENG & BRABRAND, 1990; CARPENTER & KITCHELL, 1992; PIJANOWSKA & PREJS, 1997; SONDERGAARD *et al.*, 1997; PREJS *et al.*, 1997; MEIJER *et al.*, 1999).

No presente trabalho, os tratamentos também não apresentaram diferenças significativas, tanto para clorofila total como para a clorofila fracionada (Tabela 10). O tratamento controle apresentou a maior média da concentração de fósforo total (46,52 µg/L), evidenciando a influência deste, e conseqüentemente do estoque de tilápias, sobre as concentrações de clorofila total (Tabela 11). Este efeito observado se deve ao hábito onívoro da tilápia, que altera as características físicas, químicas e biológicas do ambiente aquático, acelerando o processo de eutrofização (STARLING, 1998; FIGUEREDO, 2000). A diminuição do estoque de tilápias, ocasionada pela predação do tucunaré, influênciou, de forma positiva, nas concentrações de clorofila.

5.3 – Análise do zooplâncton

O efeito do estoque de peixes planctívoros sobre a comunidade zooplanctônica já é bastante estudado (LAZZARO, 1987; ARCIFA *et al.*, 1986; HANBRIGHT, 1990) e existe uma forte pressão destes peixes sobre as biomassas de algas (PIJANOWSKA & PREJS, 1997; JEPPESEN *et al.*, 1997). O efeito de piscívoros em um sistema apresenta forte relação ao estoque de planctívoros, fazendo com que este estoque reduza drasticamente (MCQUENN 1990; DEMELO *et al.*, 1992; HAMBRIGHT,1994).

BACA & DRENNER (1995), em um estudo em mesocosmos, verificaram que o predador causa um forte impacto sobre a comunidade de planctívoros, mas as interações dos níveis tróficos abaixo destas comunidades não apresentaram um forte efeito sobre a comunidade zooplanctônica e fitoplanctônica. A diminuição da abundância de peixes zooplanctívoros causou um aumento na abundância de pequenos cladoceros.

Os resultados acima descritos podem explicar o fato de a comunidade zooplanctônica ter diminuído sua biomassa no presente estudo. O tratamento controle foi o que apresentou a maior abundância de zooplâncton, embora não tenham sido registradas diferenças significativas entre os tratamentos. De acordo com LAZZARO (1997), em ambientes tropicais as presas não são estritamente zooplanctívoras e sim onívoras, não tendo efeito direto na comunidade zooplanctônica.

5.4 - Efeito dos peixes predadores sobre as populações de tilápias

A elevada taxa de consumo em relação ao número de presas disponíveis, obtida no tratamento do tucunaré, já era esperada. Alguns autores já estudaram o efeito da mesma espécie e foi observada sua eficiência para presas que atinjam o limite de sua abertura bucal (ZARET & PAINE, 1973; RIBEIRO FILHO, 1999). Este predador apresentou uma grande capacidade de controlar as suas presas, devido à sua tática de predação (tática de perseguição ativa) amplamente estudado por PEDRO (1995).

Existem ainda outras evidências indiretas do papel do tucunaré no controle das tilápias. Observa-se que os tucunarés obtiveram ganho de peso e crescimento, reduzindo as populações de tilápias tanto em número quanto em biomassa. Já o tratamento com surubim, além de não apresentar ganho de peso, a biomassa de tilápias sofreu acréscimo, evidenciando que este predador não teve efeito sobre as mesmas. A menor taxa de predação de tilápias maiores pode ser explicada pela relação entre abertura bucal dos predadores e o tamanho das mesmas.

LAZZARO (1987) salienta que em grande parte dos estudos já realizados envolvendo o impacto de peixes planctívoros, não foi determinado o comportamento alimentar das espécies estudadas, e por conseqüência os mecanismos que determinam a seletividade alimentar dos peixes e a utilização de seus recursos não são bem entendidos.

De alguma forma, a presença dos predadores parece ter aumentado a capacidade suporte das tilápias, quer pelo fornecimento de nutrientes para o sistema (a presença dos predadores representou um acréscimo de 25 a 50 g/m^3 de biomassa de peixes no sistema), quer pelo ajustamento da biomassa de presas à sua capacidade suporte. Em experimento anterior (STARLING, 1998) neste mesmo ecossistema, a biomassa de tilápia sofreu ajustes naturais nos mesmos limnocurrais, quando estocadas acima da capacidade suporte. O mesmo parece ter ocorrido no presente estudo, uma vez que a biomassa de tilápias na situação controle sofreu um decréscimo da ordem de 28,3% em relação à biomassa estocada. Desta forma, a predação tem um importante efeito na medida em que controla o excesso de presas disponíveis, permitindo que haja uma maior sobrevivência daquelas remanescentes em função da oferta de alimento limitada, especialmente quando a taxa de reprodução da presa é muito alta, como no caso da tilápia (ODUM, 1983).

A biomassa de presas encontrada no final do experimento foi menor nos tanques controles do que nos tanques com os diferentes predadores (tratamentos) (Tabela 7). Porém, quando observados os valores em número, o tratamento com tucunaré foi o mais eficiente, tanto para a tilápia do Congo quanto para a do Nilo, e o tratamento com surubim foi menos seletivo para as duas espécies de presas. Tal fato pode ser explicado por vários fatores:

a) os tratamentos com predadores possuíam uma maior biomassa total de peixes, fornecendo uma maior quantidade de nutrientes para o sistema [maior aporte interno, (PERSSON, 1997)], diminuindo a competição das presas por alimento e fornecendo um suprimento de alimento adicional para as presas (tilápias);

b) a biomassa de presas foi estocada acima da capacidade suporte dos tanques, causando sua queda ao longo do tempo. STARLING (1998) obteve resultados semelhantes: o tratamento com maior biomassa de tilápias teve sua biomassa reduzida, e outro, com menor biomassa inicial, um aumento ao longo do período, demonstrando que a capacidade suporte se encontrava entre estes dois extremos;

c) a presença de uma espécie de predador pode ter dado estabilidade ao ambiente, atuando diretamente no controle da população de presa, diminuindo-a, e portanto diminuindo a competição por alimento pela mesma (PAIVA *et al.*, 1995). O autor verificou que o número de espécies de predador afeta a dinâmica trófica do ambiente e até mesmo na captura;

d) as diferenças morfológicas entre as duas espécies de predadores utilizados nos experimentos (a abertura bucal do tucunaré é bem maior que o surubim) e a tática de alimentação podem ter causado diferença quanto à seletividade alimentar dos mesmos (HAMBRIGHT *et al.*, 1991, 1994). Os predadores adultos têm um limite de abertura da boca para a ingestão das presas, e nem todas as presas presentes no ambiente são vulneráveis aos predadores por conta de seu tamanho corpóreo (COOPER *et al.*, 1971).

Em sistemas onde ocorrem altas densidades de peixes, pode haver perda de peso e morte dos indivíduos (MCQUEEN, 1992). A presença do predador dá uma estabilidade ao sistema, uma vez que havendo predação, ocorre diminuição do estoque de presas, evitando assim a ausência e disputa de alimentos pelos forrageiros. PAIVA *et al.* (1995) realizaram um estudo onde o número de espécies de predadores interferiu na dinâmica trófica em reservatórios do Nordeste do Brasil. Eles observaram que nos reservatórios em que havia duas espécies de predadores a captura de pescado era alta, e em reservatórios com menos de duas espécies de predadores a competição

entre as presa provavelmente contribuía para a diminuição da captura. Desta forma, é possível explicar que as baixas densidades finais de presas no tratamento controle ocorreram pela ausência de predador e uma competição das presas por alimento.

Em estudos de biomanipulação, onde se testa o efeito de grandes densidades de peixes em tanques ou mesocosmos, pode haver uma mortalidade em muitos casos (MCQUEEN, 1992; STARLING, 1998; FIGUEREDO, 2000).

Vários autores sugerem que a estrutura e biomassa de comunidades de água doce são reguladas por predadores (HARBÁCEK *et al.*, 1961; SHAPIRO *et al.*, 1975; SHAPIRO & WRIGHT, 1984; CARPENTER *et al.*, 1985; PERSSON *et al.*, 1988). Pode-se dizer que o aumento da biomassa de piscívoros está associado à queda da biomassa de planctívoros, ao aumento da biomassa do zooplâncton grande e à queda de fitoplâncton (CARPENTER *et al.*, 1985; GULATI 2001; MCQUEEN 1990; MEIJER 1999). As interações assumidas pela predação podem promover a queda da biomassa de planctívoros e estas associadas ao aumento da biomassa de zooplâncton grande e o aumento da razão de comedores de fito (grazing) que reduz a biomassa de fitoplâncton. Vários autores (SHAPIRO & WRIGHT, 1984; VANNI & FINDLAY, 1990) têm notado que os predadores são importantes para a mudança da reciclagem do zooplâncton.

De acordo com a hipótese de cascata trófica, o aumento da biomassa de peixes piscívoros (carnívoros) em um lago ou reservatório, faz com que a biomassa de peixes planctívoros caia, aumentando a biomassa de zooplâncton e diminuindo a biomassa fitoplanctônica (SHAPIRO *et al.*, 1975, CARPENTER *et al.*, 1985).

LAZZARO *et al.* (*no prelo*) ressaltam que efeitos "Top-down" em ambientes tropicais são mais complexos do que em temperados, não existindo espécies essencialmente zooplanctívoras, e sim onívoras (como é o caso da tilápia), e os píscívoros dão lugar a macrocarnívoros generalistas. A concentração de clorofila aumenta com a biomassa de peixe onívoro e decresce com a biomassa de macrocarnívoro. Contudo, nesse trabalho a concentração de clorofila não teve relação com a biomassa global de peixe e a biomassa de macrozooplâncton. As interações entre o peixe e a concentração de clorofila e entre o peixe e a biomassa de zoplâncton foram inversamente relacionadas ao estado trófico. A regulação peixe-fitoplâncton originada pela complexidade das interações da onivoria está presente no comportamento alimentar de várias populações de consumidores.

HAMBRIGHT *et al.* (1991) salientam que um fator complicador para o funcionamento da hipótese de cascata trófica é a suposição de que todas as populações de peixes planctívoros são suscetíveis ao aumento da biomassa de piscívoros. HAMBRIGHT (1994) também mostra que as características morfológicas (como abertura bucal dos predadores) e ambiente de refúgio das presas são fatores de extrema importância para o desenvolvimento da hipótese de cascata trófica.

5.5 - Estratégias de manejo de peixes baseadas na estocagem de peixes predadores

O papel desempenhado pelos peixes no ecossistema de um lago ou um reservatório pode ser considerado importante por três motivos (GULATI, 2001): (a) predação do zooplâncton; (b) contribuição a dinâmica dos nutrientes; (c) ressuspensão do sedimento do fundo. São necessários, portanto, planos de gerenciamento detalhados para ecossistemas onde os recursos pesqueiros são superexplotados ou em que deva ser recuperado devido a processos de eutrofização (GULATI, 2001).

Dentre as várias técnicas de manejo ecológico dos ecossistemas lacustres para redução do seu estado trófico, a introdução de espécies piscívoras já é bastante difundida em regiões temperadas, como já foi mencionado (HARBÁCEK *et al.*, 1961; SHAPIRO *et al.*, 1975; SHAPIRO & WRIGHT, 1984; CARPENTER et al.; 1985, MEIJER *et al.*, 1999). O manejo dos peixes objetiva reduzir as espécies zooplanctófagas, predadoras visuais, e aumentar as populações do zooplâncton herbívoro de grande porte (*Daphnia*). Nos trópicos e subtrópicos, a abordagem alternativa de controle dos nutrientes liberados pelos peixes onívoros e/ou uso direto de peixes fitoplanctófagos filtradores para consumo das algas apresenta-se como a técnica mais dinfundidas (LAZZARO, 1987; CRISMAN & BEAVER, 1990; STARLING & ROCHA, 1990; STARLING, 1998).

Embora a abundância do fitoplâncton em lagos seja controlada pela disponibilidade de nutrientes, a hipótese de cascata trófica prediz que a variabilidade da abundância do fitoplâncton pode ser atribuída à abundância de peixes piscívoros, que volta a afetar a abundância de peixes planctívoros e o zooplâncton (CARPENTER *et al.*, 1985). A regulação do fitoplâncton com a abundância de peixes piscívoros foi muitas vezes citada como uma forte evidência de hipótese de cascata trófica e um

forte efeito "Top-down" em lagos (MCQUEEN *et al.*, 1986), mas evidências experimentais mostram que a relação piscívoros/fitoplâncton não apresentaram resultados satisfatórios (DEMELO *et al.*, 1992), devido à combinação de outros fatores não considerados resultados, como já foi citado.

Neste trabalho, o tucunaré foi o predador que apresentou melhor resultado em relação à disponibilidade de presas (tilápias), com resultados bastante expressivos no que se refere ao controle desta biomassa. Mas por que o estoque de tilápias do lago não é controlado pelos tucunarés? De acordo com a estimativas pesqueiras realizadas por LAZZARO *et al.* (1998) e LEBOURGES-DHAUSSY *et al.* (1998), o estoque de tilápias foi mais abundante nos braços mais eutróficos, ao contrário da abundância de tucunaré, maior nas regiões menos poluídas (mesotróficas) do lago. RIBEIRO FILHO (1999), analisando o funcionamento da estruturas tróficas dos predadores do Lago Paranoá, observou que a presa mais abundante nos estômagos do tucunaré foi a planaltina, perfazendo cerca de 50% dos estômagos analisados, enquanto a tilápia esteve presente em 28% dos estômagos. Estes resultados sugerem realmente que o tucunaré e a tilápia exploram regiões diferentes no lago, não havendo necessidade de grandes deslocamentos pelos predadores para localização de alimento e captura.

Como mencionado, LAZZARO (1997) salienta que as cadeias alimentares de um ecossistema tropical apresentam várias características distintas em relação aos ecossistemas temperados, e que a fraca relação fito-zooplâncton em sistemas tropicais ou subtropicais favorece o processo de detritivoria na cadeia alimentar e de onivoria pelos peixes planctófagos, explicando assim a complexidade dos ecossistemas tropicais, e mostrando que o predador apresenta hábitos extremamente generalistas em relação aos piscívoros de ambientes temperados.

LAZZARO *et al.* (*no prelo*), com base em estudos em reservatórios da região Nordeste do Brasi, caracterizam o efeito do estoque de planctívoros e onívoros na cadeia alimentar:

a) Efeitos de peixes planctívoros em cadeias alimentares - Os peixes planctívoros podem ser classificado em dois tipos, de acordo com o comportamento alimentar, podendo exercer diferentes impactos sobre o plâncton. Uma coexistência pode obscurecer previsões globais de impactos de planctívoros. A biomassa de peixes planctívoros estocada é mais importante do que o tipo de planctívoro para a regulação das comunidades de plâncton, qualidade de água e estado trófico, Zooplanctívoros visuais têm fortes efeitos sobre o zooplâncton, mas efeitos variáveis no fitoplâncton,

ocorrendo em baixas biomassas (< 100 kg/ha) em condições oligotróficas para mesotróficas. Onívoros filtradores, com alta taxa de crescimento e baixa vulnerabilidade a predadores, geralmente alcançam altas densidades (> 1000 kg/ha) e dominam em condições eutróficas. Nestas condições exercem ainda fortes efeitos sobre o fitoplâncton, agindo como planctívoros facultativos e oportunistas. Os onívoros promovem uma elevação do fitoplâncton através de complexos mecanismos, dentre os quais uma maior contribuição para a regeneração e reciclagem de nutrientes na coluna de água, remoção seletiva de zooplâncton grande, principalmente cladoceras, e regulação da razão nutriente-fitoplâncton, regulados pelo tamanho, não pela biomassa. Microcarnívoros, incluindo espécies de zooplanctívoros facultativos, habitam áreas litorais protegidas para evitar predadores, ao passo que onívoros, que dominam áreas com maior turbidez e sistemas eutróficos, têm hábitos mais pelágicos e/ou bentônicos. Os efeitos de cascata trófica de peixes sobre o fitoplâncton são mais intensos em quatro níveis de sistemas tróficos: piscívoros, planctívoros, zooplâncton (herbívoros grandes, principalmente Cladóceros) e fitoplâncton, resultando em significantes relações positivas entre os peixes planctívoros e as biomassas de fitoplâncton ou clorofila. De modo oposto, quando os elos entre os níveis cascata trófica são fracos ou as relações não são lineares, pode-se esperar que biomassas de peixes e fitoplâncton (clorofila) sejam desconexas, conduzindo para relações imprevisíveis.

b) Efeitos da onivoria e detritivoria em cadeias alimentares - A onivoria, associada à detritivoria, podem ocasionalmente gerar efeitos "Top-down" dando a aparência de cascatas tróficas lineares simples, e envolver ainda vários mecanismos análogos para competição aparente. Eles incluem efeitos como a introdução de detritívoros na cadeia de herbivoria ("grazing"), promovendo a reciclagem interna dos nutrientes pelos organismos, via excreção e ingestão, e ligações tróficas de acordo com os tipos de habitat.

De acordo com LAZZARO (1997), é raro encontrar uma espécie de predador que se alimente estritamente de uma espécie de presa em ambientes tropicais, por conta da alta diversidade de presas e pelo hábito dos predadores. Por isso, no caso do Lago Paranoá a utilização de outras formas de manejo podem ter mais sucesso no controle da tilápia no ambiente.

Segundo LAZZARO *et al.* (*no prelo*), o aumento da biomassa de macrocarnívoros é uma prioridade para limitar o sucesso do recrutamento de planctívoros facultativos, particularmente espécies altamente prolíferas, como tilápia,

limitando assim o aumento da eutrofização. Portanto, não unicamente as variáveis física e químicas da água, mas fauna de peixes deve ser simultaneamente monitorada através de longos programas, contribuindo também para práticas de estocagem de peixes.

Estas sugestões são consoantes com as de QUIROS (1998) para lagos e reservatórios argentinos. A reestocagem de piscívoros não melhora unicamente a qualidade da água, mas também pode sustentar uma atividade pesqueira lucrativa. A combinação de espécies deveria ser otimizada: e.g., PAIVA *et al.* (1994) sugeriram que a captura máxima comercial pode ocorrer em reservatórios com duas espécies de predadores.

6 - CONCLUSÕES

- ✓ A estimativa de biomassa de peixes em área marginal do Lago Paranoá refletiu o acentuado processo de oligotrofização deste ecossistema, uma vez que registrou uma redução de 81,2% da biomassa total e um aumento de 44% no número de espécies presentes.
- ✓ O monitoramento da evolução da qualidade da água dos limnocurrais e do ambiente adjacente revelou serem, estas unidades experimentais, bons simuladores das características limnológicas locais, garantindo a permanência de teores de nutrientes suficientes para sustentar comunidades planctônicas bem estabelecidas. Uma única grande diferença dos limnocurrais em relação ao ambiente adjacente foi representada pela acentuação das condições de eutrofização (aumento das concentrações de nitrogênio e fósforo, principalmente, e redução da transparência da água) devido ao isolamento e estagnação da massa d'água no interior dos tanques.
- ✓ O surubim não foi eficiente no controle de tilápias, provavelmente devido à morfometria do seu corpo (abertura bucal). Esta característica já foi estudada por alguns autores que observaram este efeito em outras espécies.
- ✓ Contrariando as expectativas, houve uma redução acentuada do número de tilápias nos tanques controle (sem predadores) como provável resultado de ajustes da abundância destes peixes à capacidade de suporte do ambiente criado. Dentre as espécies de peixes predadores testados, o tucunaré foi o único a promover reduções apreciáveis na abundância numérica de tilápias, especialmente aquelas de menor tamanho (2,0 a 6,9 cm). Em contraste, o surubim não exerceu nenhum efeito apreciável sobre as presas (tilápias), resultando em perda de peso dos seus exemplares ao longo dos 28 dias de experimento.
- ✓ No que se refere às variações de biomassa das presas em função dos tratamentos, constatou-se que a presença dos predadores tendeu a estimular o aumento de biomassa da tilápia como um efeito direto da estabilidade do ambiente conferida pela presença do predador.
- ✓ A ausência de um controle efetivo dos peixes onívoros pelos predadores não se refletiu sobre os efeitos em cascata na cadeia trófica, não sendo constatadas

mudanças significativas nas comunidades zoo e fitoplanctônicas e nas principais variáveis da qualidade da água.

- ✓ As abundâncias zooplanctônica tiveram o mesmo desenvolvimento durante todo o experimento para todos os tratamentos, tendo o lago apresentado concentrações bem inferiores, o que pode ter acontecido pelo efeito do enclausuramento dos limnocurrais e do estoque de peixes.
- ✓ A boa adaptação e sobrevivência de espécies ictíicas predadoras como o tucunaré nas condições do Lago Paranoá, ilustram o enorme potencial de explotação de espécies nobres pela pesca artesanal, podendo gerar um incremento na renda das comunidades carentes.
- ✓ Há necessidade de estudos envolvendo outras espécies de predadores para testar realmente se nenhuma outra espécie de peixe pode vir a consumir estoques de tilápias, tal como estudos de manejo de habitats nas regiões mais eutróficas do lago.

7 - Recomendações

7.1 - Implicações para o manejo de reservatórios e teoria da cadeia alimentar

O conhecimento das cadeias alimentares e do estado trófico podem ser utilizados na compreensão do funcionamento dos corpos d'água, e no manejo de recursos pesqueiros (seleção, estocagem seletiva e introduções) dirigido à otimização da captura ou melhora de qualidade de água (redução de clorofila em reservatório). A alteração da razão de biomassa do macrocarnívoro para onívoro é promovida por (a) estocagem com onívoros como tilapias, curimatãs, tambaqui e carpas, (b) estocagem ou introdução de macrocarnívoro/piscívoro, (c) redução em base de forragem (microcarnívoros) associada à degradação de habitats na região litoral (elevadas flutuações nos nível da água, carência de macrófitas), e (d) sobrepesca, incluindo os predadores induzidos pela seca do reservatório.

Uma boa solução seria criar habitats de reprodução e atratores para peixes predadores, principalmente o tucunaré (espécie que já habita o espelho d´água) nas regiões eutróficas do lago, onde se localiza a estação de tratamento de esgotos sul (ETE-SUL), no Braço Riacho Fundo. Este braço do lago, de acordo com a ecossondagem realizada por LEBOURGES-DHAUSSY *et al.* (1998), não apresenta fundo de pedras e nem tocos de madeiras, regiões de alimentação e reprodução preferidas do tucunaré. Já no Braço Bananal, localizado na região norte, existem regiões apropriadas para o desenvolvimento da espécie predadora. Em ambos os locais podem ser criadas ou aprimoradas regiões adequadas, beneficiando a pesca e ajudando a remoção de estoques de peixes onívoros. Talvez medidas como esta possam colaborar no aumento da eficácia alimentar dos predadores sobre a tilápia, sem que seja necessária a introdução de uma nova espécie de predador, uma vez que ainda não existem estudos indicando o efeito da mesma no ambiente.

Em relação à introdução de surubim para incentivo da pesca, esta espécie não apresentou nenhum efeito ou melhoria na qualidade da água, tendo sido pouco seletivo em relação as tilápias, não apresentando ganho de peso.

A introdução de espécies exóticas de predadores sem o conhecimento completo de seu funcionamento pode exercer pressão sobre as presas nativas, reduzindo seus

estoques e afetando os predadores nativos. Tal fato pode ocasionar drásticas modificações na estrutura da comunidade podendo levar algumas espécies à extinção (ZARET & PAINE, 1973). As técnicas necessárias para o gerenciamento pesqueiro variam muito em função da estrutura e funcionamento dos habitats e das características dos peixes e sua explotação (BIRÓ, 1993).

Outra medida a ser utilizada como meio de incrementar a pesca da tilápia é a liberação da pesca com redes de emalhar, com base em estudos de seletividade da arte de pesca, idade de primeira maturação dos estoques pesqueiros, assegurando que esta atividade não cause danos à biodiversidade do ambiente. Além disso, esta arte de pesca pode ser bastante eficiente na retirada de estoques pesqueiros indesejáveis, contribuindo para a melhoria da qualidade da água.

A inserção de carpa prateada em gaiolas nas regiões eutróficas do lago também é uma medida que pode colaborar no controle do excesso de cianobactérias, como já foi amplamente estudado por STARLING (1998). Esta medida pode também contribuir com a atividade pesqueira, inserindo a comunidade de pescadores num amplo programa, gerando uma fonte de renda secundária, além da atividade tradicional de captura.

8 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C. (1997). *Reservatório de Segredo - Bases ecológicas para o manejo.* UEM, Nupelia, Maringá-PR. 387 pp.

ALBERTOVA, O.; HRBACEK, J.; VOSTRADOVSKY, J. (1976). Limnology of Hubenov Reservoir. *Thec. Developments in Water Research*, Prague: 48-56.

ALTAFIN, I.G.; MATOS S.P.; CAVALCANT, C.G.B.; ESTUQUI V.R. (1995). Paranoá Lake – limnology and Recovery Program. In: *Limnology in Brazil. Brazilian Academy of Science & Limnological Society.* 376pp.

ANDERSON, G.; GRANÉLI, W.; STENSON, J. (1988). The influence of animals on phosphorus cycling in lake ecosystems. *Hydrobiologia.* 170: 267-284.

APHA (Americam Public Health Association). (1985). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 16th ed. APHA. Washington. DC. 1134 pp.

ARCIFA, M.S.; NORTHCOTE, T.G.; FROEHLICH, O. (1986). Fish-zooplancton interactions and their effects on water qualit of a tropical Brazilian reservo*ir.* *Hydeobiologia.* 139: 49-58.

BACA, R.M.; DRENNER, R.W. (1995). Do the effecs of piscivorus largemouth bass cascade to the plankton? *Hydrobiologia.* 316: 139-151.

BARTHELMES, D. (1988). Fish predation and resource reaction: biomanipulation background data from fisheries reseach. *Liminologica (Berlin)* 19: 51-59.

BENNDORF, J. (1988). Food-web manipulation by enhancement of piscívorusmfish stock: Long-term effects in the hypertrophic Bautzen reservoir. *Limnologica.* 19: 97-110.

BENNDORF, J. (1990). Conditions for effective biomanipulation; conclusions derived from whole-lake experiments in Europe. *Hydrobiologia* 200/201 (Dev. Hidrobiol. 61): 187-203.

BENNDORF, J.; KNESCHKE, K. KOSSATZ; PENZ, E. (1984). Manipulation of the pelagic food web by stocking with predaceous fish. Int. Revue ges. *Hydrobiologia*. 69: 407-428.

BERG, S.; JEPPESEN, E.; SONDERGAARD, M. (1997). Pike (Esox lucius) stocking as a biomanipulation tool 1. Effects on the fish population in lake Lyng, Denmark. *Hydrobiologia* 342/343: 311-318.

BERGMAN, E.; BERGSTRAND, E. (1999). Lack of a top-down effect on the zooplankton community after a cyprinid reduction. *Hydrobiologia*. 404: 77-87.

BIRÓ, P. (1993). *Management of the pond ecossystems and trophic webs*. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON THE CARP. PROCEEDINGS. Elsevier.

BLOESCH, J.; BOSSAR, P.; BUHER, H.; BURGUI, H.R.; UEHLINGER, (1988). Can results from limncorral experiments be transferred to in situ conditions? *Hydrobiologia*. 159: 297-308.

BRABRAND, A.; FAAFENG, B. (1993). Habitat shift in roach (Rutlus rutilus) introduced by pikeperch (Stizostedion lucioperca) introduction: predation risk versus pelagic behaviour. *Oceologia* 95: 38-46.

BRABRAND, A., FAAFENG, B.; 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.

BURNETTI, J.A.B.; MATTOS, S.P.; AZZOLIN, N.M.P. (2001). Intervenções da Companhia de Saneamento. *In*: Fonseca, F.O. *Olhares sobre o Lago Paranoá*. Capítulo 9. P.199-211.

CARPENTER, S.R.; KITCHELL, J.F. (1993). *The Trophic Cascade in Lakes.* Cambridge University Press: 383. pp.

CARPENTER, S.R.; KITCHELL, J.F.; HODGSON, J.R. (1985*).* Cascading trophic interactions and lake productivity fish predation and herbivory can regulate ecosystems. *BioScince.* 35: 634-639.

COBLE, D.W. (1973). Iinfluence of Appearance of Prey and Satiation of Predator on Food Selection by Northen Pike (Esox lucius). *Journal Fisheries Research Board of Canada.* 30 (2): 317-320.

CODEPLAN (2000). http://www.codeplan.df.gov.br

COOKE, G.D.; WELCH, E.B.; PETERSON, S.A.; NEWROTH, P.R. (1986). Advanced Treatment and Diversion of Wastewater and Stormwater. pp. 55-74. Phosphorous precipitation and Inactivation. pp. 101-132. Sediment Removal. pp. 139-212. Biological Controls. pp. 315-348. In: *Lake and Reservoir Restoration.* Butterworth Boston. MA.

COOPER, E.L.; WAGNER, C.C.; KRANTZ, G.E. (1971). Bluegills dominate production ia a mixed populations of fishes. *Ecology.* 52: 280-290.

CRISMAN, T.L.; BEAVER, J.R. (1990). Applicability of planktonic biomanipulation: for managing eutrophication in the subtropics. *Hydrobiologia.* 200/2001: 177-185.

CRONBERG, G. (1977). *The Lago Paranoá restoration project - Phytoplankton ecolgy and taxonomy.* Relatório Final para a CAESB. Projeto UNDP-PAHO-WHO 77/PW/BRA/2000. 71p.

CURIO, E. (1976). *The Ecology of Predation.* Zoophys. Ecol.. vol. 7 Spring-Verlag. Berlin Heidelberg. N. York.

DE BERNARDI, R.; GIUSSANI, G. (2001). Diretizes para o gerenciamento de Lagos. Volume 7 – *Biomanipulação para o gerenciamento de Lagos e Reservatórios*. 221 pp.

DEMELO, R.; FRANCE, R.; MCQUEEN, J.D. (1992). Biomanipulation: Hit or myth?. *Limnol. Ocanogr.*. 37(1). 192-207.

DODSON, S. (1989). Predator-Introduced Reaction Nornis. *Bioscience*. 39 (7): 25-26.

DONER, H.; WAGNER, A.; BENNDORF, (1999). Predation by piscivorous fish on age-0 fish: spatial and temporal variability in biomanipulate lake (Bautzen reservoir. Germany). *Hydrobiologia* - 408/409: 39-46. 1999.

DORNELLES, L.D.C.; DIAS NETO, J. (1985). Sugestão para uma exploração racional do Lago Paranoá. ENCONTRO DOS ENGENHEIROS DE BRASÍLIA. 15 a 18 de maio de 1985. 6p.

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

DRENNER, R.W.; HAMBRIGHT, K.D. (1999). Biomanipulation of fish assemblages as a lake restoration technique. *Archiv Fur Hydrobiologie*. 146: (2) 129-165.

DRENNER, R.W.; SMITH, J.D.; THRELKELD, S.T. (1996). Lake trophic state and the limnological effects of omnivorus fish. *Hydrobiologia*. 319: 213-223.

ELSER, J.J.; CARPENTER, S.R. (1988). Predation-driven dynamics of zooplankton and phytoplankton communities in a whole-lake experiment. *Oecologia* 76: 148-154.

ESTEVES, F.A. (1988). *Fundamentos de limnologia*. Editora Interciência/FINEP. Rio de Janeiro. 575p.

FAAFENG, B.A.; BRABRAND, A. (1990). Biomanipulation of a small, urban lake – removal of fish exclude bluegreen blooms. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 597-602.

FERNANDO, C.H. & HOLCÍK, (1991). Fish in reservoirs. Int. Revue ges. *Hydrobiology..* 76: 149-167.

FERRANTE, J.E.T.; RANCAN, L.I.; NETO, P.B. (2001). Meio Físico. *In*: Fonseca, F.O. *Olhares sobre o Lago Paranoá.* Cap. P. 45-79.

FIGUEREDO, C.C. (2000). *Efeitos da tilápia (Oreochomis niloticus) nas características físicas e químicas e estrutura da comunidade fitoplanctônica do reservatório da Usina Hidroelétrica de Furnas (MG).* Belo Horizonte. 150p. (Dissetação de mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais.

FINDLAY, C.A.; BERT, D.G.; ZHENG, L. (2000). Effect of introduced piscivores on native minnow communities in Adirondack lakes. *Can. J. Fish Aquat. Sci.* 57:570-580.

FONTENELE, O.; PEIXOTO, J.T. (1979). *Apreciação sobre os resultados da introdução do tucunaré comum. Cichla ocellaris (Bloch & Schneider. 1801). nos açudes do Nordeste brasileiro, através da pesca comercial.* B. Téc. DNOCS 37(2): 109-134.

FRANÇA, V.C.; GURGEL, J.J.S.; BRAGA, R.A. (1964). *Exame biológico-pesqueiro do Lago "Israel Pinheiro" (Brasília. Brasil).* Relatório apresentado ao Diretor da então Diretoria de Fomento e Produção da DNOCS. 35-53.

GOPHEN, M. 1(995). Long-term (1970-1990) whole lake biomanipulation. In: De Bernardi, R. & Giussani, G. (Eds.). *Biomanipulation in in Lakes and Reservoirs Management*: 171-184.

GRANDO, J.V. (1989). *Considerações sobre o estagio atual da ictiofauna e aspectos alimentares de quatro espécies de peixes do Lago Paranoá, Brasília-DF. Brasília.* 98 pp. (Dissertação de Mestrado). Universidade de Brasília. Brasília.

GULATI, R.D. (2001). Maipulação das populações de peixes visando a recuperação de Lagos eutrofizados em regiões temperadas *In*: DE BERNARDI, R. & GIUSSANI, G. 2001. *Biomanipulação para o gerenciamento de lagos e reservatórios.* Cap. 3, p.33-51.

HAMBRIGHT, K.D. 1(994). Morphological constraints in the piscivore-planktivore interaction: Implications for the trophic cascade hypothesis. *Limnol. Oceanogr.* 39(4): 897-912.

HAMBRIGHT, K.D.; DRENNER, R.W.; MCCOMAS, S.R. (1991). Gape-limited piscivores, planktivores size refuges, and the trophic cascade hypothesis. *Arch. Hydrobiol.* 121 (4): 389-404.

HANSON, J.M.; LEGGET, W.C. (1982). Empirical prediction of fish biomass and weight. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 39: 257-263.

HAZANATO, T.; HAYASHI, H.; ICHIKAWA, T.; WATANABE, Y. (1989). Dynamics of zooplancton community in enclousures of different types in a shallow eutrophics lake. *Jpn. J. Limnol.* 50 (1): 25-37.

HENRIKSON, L.; NYMAN, H.G.; OSCARSON, H.G.; STENSON, J.A. (1980). Trophic changes without changes in the external nutrient loading. *Hydrobiologia* 68: 257-263.

HOLLANDA, E. (1996). A farra do peixe. *ISTO É*, Edição 1383. 03/04/96.

HRBAĆEK, J.; ALBERTOVA, O.; DESORTOVA, B.; GOTTWALDOVA, V.; POPOVSKY, J. (1986). Relation of the zooplankton biomass and share of large cladocerans to the concentration of total phosphorus, chlorophyl-a and transparency in Hubenov and Vrchilce Reservoirs. *Limnologica (Berlin)* 17: 301-308.

HRBAĆEK, J.; DESORTOVA, B.; POPOVSKY, J. (1978). Influence of the fishstock on the phosphorus-chlorophyll ratio. *Ver. Int. Ver. Limnol.* 20: 1624-1628.

HRBAĆEK, J.; DVORÁKOVÁ, M.; KORÍNEK, V.; PROCHÁZKOVÁ,L. (1961). Demostration of the effect of the fish stock on the species composition of zooplankton and the intensity of the whole plankton association. *Verh. Inter. Limnol.* 14: 192-195.

IBAMA. (1999). Portaria No. 106/99, de 06 de dezembro de 1999.

IWAKUMA, T.; HAYASHI, H.; YASUDA, I.; HANAZATO, T.; TAKADA, K. (1990). Impact of whitefish on am enclosure ecosystem in a shallow eutrophic lake: changes in nutrients concentrations, phytoplankton and zoobenthos. *Hydrobiologia.* 200/201: 141-152.

JEPPESEN, E.; JENSEN J,P.; KRISTENSEN, P.; SONDERGAARD, M.; MORTENSEN, E.; SORTKAER, O.; OLRIK, K. (1990). Fish manipulation as a lake retoration tool in shallow, eutrophic, temperate lakes 2: Threshold levels, long-term stability and conclusions. *Hydrobiologia.* 200/201: 219-227.

JEPPESEN, E. JENSEN J.P.; SONDERGAARD, M.; LAURIDSEN, T.; PEDERSEN, L.J.; JENSEN, L. (1997). Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water deph. *Hydrobiologia* 342/343: 151-164.

JEZIERSKA, B. (1979). Fish metabolism. *Polish Ecological Studies.* 5(3): 43-51.

KARJALAINEN, H.S. SEPPALA; WALLS, M. (1998). Nitrogen, phosphorus and *Daphinia* grazing in controlling phytoplankton biomass and composition – Na experimental study. *Hydrobiologia.*309-321.

KASPRZAK, P. (2001). Objetivos da Biomanipulação. *In*: DE BERNARDI, R. & GIUSSANI, G. 2001. Diretizes para o gerenciamento de Lagos, Volume 7 – *Biomanipulação para o gerenciamento de Lagos e Reservatórios.* Cap. 2, p. 13—21.

KEENLEYSIDE, M.H.A. (1979). *Diversity and Adaption in Fish Behaviour Spring-Verlag.* Berlin Heidelling. N. York.

KLINGE, M.; GRIMM, M.P.; HOSPER, S.H. (1995). Eutrophication and ecological rehabilitation of dutch lakes: Presentation of a new conceptual framework. *War. Sci. Tech.* Vol. 31. No. 8. pp. 207-218

KURMAYER, R.; WANZENBOCK, J. (1996). Top-down effects of underyearling fish on a phytoplankton community. *Freswater Biology.* 36: 599-609.

LAARMAN, P. W. (1978). Cause studies of stocking walleyes in inland lakes impoundments and great lakes. In Kendall. R. L. (ed.). Selected Coolwater. *Fishes of North America. Amer. Fish. Soc..* Spec. Publ. No. 11. Bethesda. Maryland: 254-260.

LAMARRA, V.A.JR. (1975). Digestive activities of crp as a major contributor to the nutrient loading of lakes. *Verb. Internat. Verein. Limnol.* 19: 2461-2468.

LAMMENS, E.H.R.R.; BRUYN, N.B.; HOOGVELD, H.; DORK, E.V. (1992). P-load, phytoplankton, zooplankton and fish stock in Loosdrecht Lake and Tjeukemeer: confounding effects predation and food availability. *Hdrobiologia.* 233: 87-94.

LAZZARO, X. (1987). A review of plankitivorous fishes: their evolution, feeding behavior, selectivites, and impacts. *Hydrobiologia* 146: 97-167.

LAZZARO, X. (1991). Fedding convergence in South American and African zooplaktivorous cichlids *Geophagus brasiliensis* and *Tilapia rendalli. Environmental Biology of Fishes.* 31: 283-293.

LAZZARO, X. (1997). Do the trophic cascade hypothesis and classical biomanipulation approaches apply to tropical lakes/reservoirs? *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26: 719-730.

LAZZARO, X.; BOUVY, M.; RIBEIRO-FILHO, R.A.; OLIVIERA, V.S.; SALES, L.T.; VASCONCELOS, A.R.M.; MATA, M.R. Fish trophic guilds regulate phytoplankton in Brazilian Northeast reservoirs via multichannel omnivory. Submitted to *Freshwater Biology* /no prelo/

LAZZARO, X. GRANDO, J.; RIBEIRO, M.; RIBEIRO FILHO, R.A.; MATA, M.R.; ARAÚJO, A.T.P.; VASCONCELOS, S. (1998). Serviço de Levantamento Hidroacústico (Ecossondagem) no Lago Paranoá: Calibração pela pesca Experimental com Redes de Emalhar. IN: Serviço de levantamento hidroacústico (Ecossondagem) no Lago Paranoá. Brasília, DF. FUNDAÇÃO SUSTENTABILIDADE E DEENVOLVIMENTO. Brasília. / Relatório Final. 24-49.

LEBOURGES- DHAUSSY, A.; DHAUSSY, P.; LAZZARO, X. (1998). Serviço de Levantamento Hidroacústico (Ecossondagem) no Lago Paranoá, Brasília, DF. FUNDAÇÃO SUSTENTABILIDADE E DESENVOLVIMENTO. Brasília. /Relatório Final. 50-70.

LEVENTER, H.; TELTSCH. (1990). The contribuiton of silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) to the bological control of Netofa reservoirs. *Hydrobiologia*. 191: 47-55.

LYCHE, A.; FAAFENG, B.; BRABAND, A. (1990). Predictability and possible mechanisms of plankton response to reduction of planktivorus fish. *Hydrobiologia* 200/201 (Dev. Hydrobiol.61): 251-256.

MARQUES, R.T.; BOAVIDA, M.J. (1997). Monitoring water quality in the portuguese reservoirs ofthe River Tejo watershed. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26: 740-744.

MAUCK, W.L.; COBLE, D.W. (1971). Vulnerability of Some Fishes to Northern Pike (*Esox lucius*). Predation. *J. Fish. Res. Board Can.* 28:_957-969.

MCQUEEN, D.J.; STORY, V.A. (1986). Impact of hypolimnetic aeration on zooplankton and phytoplankton populations. *Environm. Technol.* Letters 7: 31-44.

MCQUEEN, D.J.; FRANCE, R.; KRAFT, C. (1992). Confunded impacts of planctivorus fish on freshwater biomanipulations. *Arch. Hydrobiol.* 125: 1-24.

MCQUEEN, D.J.; JOHANNES, M.R.S.; POST, J.R.; STEWART, T.J.; LEAN, D.R.S. (1990). Biomanipulation and community structure at Lake St. George, Ontário. Canada. *Verch. Internat. Verein. Limnol.*24. 335-338.

MCQUEEN, D.J.; POST, J.R.; MILLS, E.L. (1986). Trophic relationships in freshwater pelagic ecosystems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43. 1571-81.

MCQUEEN, J.D. (1998). Freshwater food web biomanipulation: A powerful tool for water quality improvement, but maintenance is required. *Lakes &Reservoirs: Research and Management.* 3: 83-94.

MEHNER, T.; DORNER, H.; SCHULTZ, H. (1998). Factors determining the year-classe strength of age-0 Eurasian perch (*Perca fluviatilis*) in a biomanipulated reservoir. *Archive of fishery and marine research.* 46: (3) 241-251.

MEIJER, M.L.; DEBOOIS, I.; SCHEFFER, M.; PORTIELJE, R.; HOSPER, H. (1999). Biomanipulation in shallow lakes in The Netherlands: na evaluation of 18 case studies. *Hydrobiologia* 408/409: 13-30.

MEIJER, M.L.; VAN NES, E.H.; LAMMENS, E.H.R.R.; GULATI, R.D.; GRIMM, M.P.; BACKX, J.; HOLLEBEEK, P.; BLAAUW E.M.; BREUKELAAR A.W. (1993). Fish stock reduction as a restoration measure in the Large Lake Wolderwijd. The Netherlands. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 25: 625-616.

MILLS, E. L.; FORNEY, J. L.; WAGNER, J. (1987). Fish predation and its cascading effect on the Oneida Lake food chain. In Kerfoot. W. C. & A. Sih. (eds.). *Predation. Direct and Indirect Effects on Aquatic Communities.* Univ. Press of New England. Hanover: 118-131.

MITSCH; JORGENSEN. (1989). *Ecological Enginnering* – An introduction to Ecotechnology. Wiley – Interscience. 577 pp.

NIKOLSKY, G.V. (1963). *The Ecology of fishes Acad.* Press London. 352 pp.

ODUM, E.P. (1988). *Ecologia.* Ed. Guanabara, Koogan AS, Rio de Janeiro. 434 pp.

OTIS, K.J.; PIETTE, R.R.; KEPPLER, J.E.; RASMUSSEN, P.W. (1998). A largemouth bass closed fishery to control an overabundant bluegill population in a Wisconsin lake. *J. Freshwat. Ecol.* 1998 vol. 13. no. 4. pp. 391-403.

PAIVA, M.P.; PETRERE, M.J.; PETENATE, A.J.; NEPOMUCENO, F.H.; VASCONCELOS, E.A. (1994). Relationship between the number of predatory fish species and fish yield in large northeastern Brazilian reservoirs. *Rehabilitation of Freshwater Fisheries*: 120-129.

PEDRO, F. (1995). Alimentação e Comportamento Predatório do tucunaré *Cichla ocellaris*, Bloch & Schneider, 1801 (Osteichihyes: Cichlidae). João Pessoa. 132p.(Dissertação de mestrado) Universidade Fededral da Paraíba.

PERROW, M.; MEIJER, M.L.; DAWIDOWICZ, P.; COOPS, H. (1997). Biomanipulation in Shallow lakes: State of the art. *Hydrobiologia* 342/343: 355-365.

PERSSON, A. (1997). Phosphorus release by fish in relation to external and internal load in a eutrophic lake. *Limnol. Oceanogr.* 42(3): 577-583.

PERSSON, L.; ANDERSSON, G.; HAMIRIN, S.F.; JOHANSSON, L. (1988). Predator regulation and primary production along the productive gradient of temperate lake ecosystems. Complex Interations in Lake Communities. 53-59.

PERSSON, L.; BARKMAN, A.; HANSSON, L.A. (1999). Simulating the effects of biomanipulation on the food web of lake Ringsjon. *Hydrobiologia*. 404: 131-144.

PETRERE, M.JR. (1999). COMUNICAÇÃO PESSOAL. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.

PIANKA, E.R. (1974). *Evolutionary Ecology*. Harper & Row. Publs. New York.

PIJANOWSKA, J.; PREJS, A. (1997). Food-web manipulation in shallow, eutrophic lakes: bridging the gap between the role-lake approach and behavioural and demographic studies. *Hydrobiologia* 342/343: 305-310.

POLÍCIA MILITAR. (1998). Fax emitido à COMPANHIA DE ÁGUA E ESGOTO DE BRASÍLIA pelo Pelotão Lacustre.

PREJS, A.; PIJANOWSKA, J.; KOPERSKI, P.; MARTYNIAK A.; BORÓN S.; HLIWA, P. (1997). Food-web manipulation in a small, eutrophic Lake Wirbel. Poland: Long-term changues in fish biomass and basic measures of water quality. A case study. *Hydrobiologia* 342/343: 383-386.

QUIROS, R. (1990). Predictors of relative fish biomass in lakes and reservoirs of Argentina. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*47: 928-939.

QUIROS, R. (1998). Reservoir stocking in Latin America , na evaluation. Ppp. 97-117. *In*: T. Petr (ed.). Inland fishery enhancement. Papers present at the FAO/DFID Expert Consultation on Inland Fishery Enhancements. Dhaka. Bangladesh. 7-11 April, 1997. *FAO Fisheries Techinical Paper*. 374. Rome. FAO. 463p.

REYNOLDS, C.S. (1984). The ecology of freshwater phytoplancton – Cambrige Studies in Ecology. *Cambrige University Press*. Great Britain. 384p.

REYNOLDS, C.S. (1994). The ecological basis for the successful biomanipulation of aquatic communities. *Arch. Hydrobiol.* 130: 1-33.

RIBEIRO FILHO, R.A. (1999). *Caracterização de dietas alimentares de peixes predadores em açudes de Pernambuco e no Lago Paranoá (Brasília – DF)*. Recife52p. Monografia.Universidade Federal Rural de Pernambuco.

RIBEIRO, C.L.B.; STARLING, F.L.R.; WALTER, T.; FARAH. E.M. (2001). Fauna. *In*: Fonseca, F.O. *Olhares sobre o Lago Paranoá*. Cap. 5, p. 115-147.

ROCHE, K.F.; SAMPAIO, E.V.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J.G.; DUMONT, H.J. (1993). Impact of *Holoshestes heterondon* Eigenmann (Pisces:Characidae) on the plankton community of a subtropical reservoir: The importance of predation by Chaoborus larvae. *Hydrobologia*. 254: 7-20.

ROSS, C.; KLINGE, M.; HERINGA, J.; DE VRIES, D.A. (1995). Upscaling Biomanipulation in 600 há in Lake Zuidlaardermeer. *War. Sci. Tech. Vol.* 31. No. 8. pp. 235-238. 1995.

SEDA, J.; HEJZLAR, J.; KUBECKA, J. (2000). Trophic structure of nine reservoirs regularly stocked with piscivorous fish. *Hydrobiologia* 429: 141-149.

SHAPIRO, J.; WRIGHT, J. (1984). Lake restoration by biomanipulation:Round Lake, Minnesota, the frist 2 years. *Freshwat. Biol.* 14: 371-383.

SHAPIRO, J. (1973). Blue-green algae: why they become dominant. *Science* 179: 382-384.

SHAPIRO, J. (1990). Biomanipulation: The Next Phase Making it Stable. *Hydrobiologia.* 200/21: 13-27.

SHAPIRO, J.; LAMARRA, V.; LYNCH, M. (1975). Biomanipulation, an ecosysten approach to lake restoration. In: Brezonik P.L. Fox (Eds.) Proc. Symp. *Water Qualit Management Trough Biological Control.* Univ. Florida Press. Gainesville. Florida: 85-96.

SHINDLER, D.W. (1974). Eutrophication and recovery in experimental lakes: implications for lake management. *Science* 184: 897-899.

SOEDER, C.J.; TALLING, J.F. (1971). The enclosure of phytoplankton communities. In: Vollenweider, R.A. (ed) *A manual on methods for measuring primary production in aquatic enviroment.* I.B.P, Handbook 12. Blackwell Scientific Publications. Osford. Pp: 62-69.

SONDERGAARD, M.; JEPPESEN, E; BERG, S. (1997). Pike (*Esox lucius*) stocking as a biomanipulation tool 2. Effects on lower trophyc levels in lake Lyng. Denmark. *Hydrobiologia* 342/343: 319-325.

STARLING, F.L.M.; LAZZARO, X. (1997). Experimental invetigation of the feasibility of improving water qualit by controlling exotic planktivore overpopulation in eutrophic Paranoá Reservoir (Brasíla, DF, Brazil). INTERNATIONALE VEREININIGUN FUR THEORESTISCHE UND ANGEWANDTE LIMNOLOLOGIE. VERHANDLUNGEN. v.83. p. 789-794.

STARLING, F.L.M. & LAZZARO, X. (2000). Biomanipulation in the Trophics and Subtropics: Overview and Perspectives. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL DO LOBO-BROA – 30 ANOS DE PESQUISA EM LIMNOLOGIA, GERÊNCIAMENTO E PARTICIPAÇÃO DA COMUNIDADE E BASES CIÊNTÍFICAS PARA O GERÊNCIAMENTO DA EUTROFIZAÇÃO. São Carlos, 2000. Resumos. São Carlos USP/UFSCar. V.1, p.24.

STARLING, F.L.M.; LAZZARO, X. (2001). Controle da Eutrofização em Lagos e Reservatórios Tropicais por Biomanipulação – Estudo de Caso: Lago Paranoá (Brasília, Brasil). Apêndice - Diretizes para o gerênciamento de Lagos. Volume 7 – *Biomanipulação para o gerênciamento de Lagos e Reservatórios.* Apêndice. P.203-221.

STARLING, F.L.M.; ROCHA, A.J.A. (1990). Experimental study of planktivorus fishes on plankton community and eutrophication of a tropical Brazilian reservoir. *Hydrobiologia.* 200/2001: 5081-591.

STARLING, F.L.M. (1989). Estudo experimental dos impactos de peixes planctófagos sobre a comunidade planctônica e aqualidade da água no Lago Paranoá, Brasília, DF. Brasília. 250p. Dissetação (Mestrado) - Departamento de Ecologia da Universidade de Brasília.

STARLING, F.L.M. (1993). Control of eutrophication by silver carp (*Hypophtalmichthys molitrix*) in the tropical Paranoá Reservoir (Brasília, Brazil) a mesocosm experiment. *Hydrobiologia.* 257: 143-152.

STARLING, F.L.M. (1998). Development of biomanipulation strategies for the remediation of eutrophication problem in a urban reservoir – Lago Paranoá. Escócia. 159 pp.Tese (Doutorado). Univerity of Stirling.

STARLING, F.L.M.; BEVERIDGE, M.; LAZZARO, X.; BAIRD, D. (1998). Silver carp biomass effects on the plankton community and its use for improving water qualit in Paranoá reservoir (Brazil). Int. Ver. *Hydrobiologia*. 83: 499-507.

STARLING, F.L.M.; BEVERIDGE, M.; LAZZARO, X.; BAIRD, D. (1999). Silver carp cage culture and the control of algal blooms in tropical man-made lakes. PROCEEDINGS OF 8TH INTERNATIONAL CONFERENCE ON THE CONSERVATION AND MNAGEMENT OF LAKES (LAKE 99). v II (S11B-3). 4p.

STEIN, R.A.; DEVRIES, D.R.; DETTMERS, J.M. (1995). Food-web regulation by a planktivore: exploring the generality of the trofic cascade hypothesis. *Can J. Fish. Aquat. Sci.* 52: 2518-2526.

STEPHENSON, G.L.; HAMILTON, P.; KAUSHIK, N.K.; ROBINSON, J.B.; SOLOMON, K.R. (1984). Spatial distribution of plankton in enclosures of three sizes. *Can J. Fish. Aquat. Sci.* 41: 1048-1054.

STRAŠKRABA, M.; TUNDISI, J. G. (2000). *Diretrizes para o Gerenciamento de Lagos.* IIE-Instituto Internacional de Ecologia. São Carlos. 258 pp.

STRAŠKRABA, M. (1996). Ecotechnological methods for managing non-pint source pollution in wathersheds, lakes and reservoirs. *Wat. Sci. Tec. Vol.* V 33: 4-5: 73-80.

SUDEPE, (1980). *Estudo do potencila pesqueiro do Lago Paranoá.* Relatorio Anual da Agencia Brasileira de Desenvolvimento da Pesca (SUDEPE). 58 pp.

VAN DENSEN, W.L.T.; GRIMM, M.P. (1988). Possibilities for stock enhancement of Pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) in oeder to increase predation on planktivores. *Limnologica (Berlin)* 19: 45-49.

VANNI, M.J.; FINDLAY, D.L. (1990). Trophic cascades and phytoplkton community structure. *Ecology*. 71(3): 921-937.

VASCONCELOS, V.M.O. (1995). *Toxicologia de Cianobactérias*. Lisbôa. 136p. Dissertação (Doutorado), apresentada à Universidade do Porto.

VERANI, J.R. (1980). Controle populacional em cultivo intensivo consorciado entre a tilápia do Nilo, *Sarotherodon niloticus* (Linnaeus, 1757) e o tucunaré comum, *Cichla ocellaris* (Schneider, 1801) - Aspectos quantitativos. São Carlos. . 116 p. Dissertação (Mestrado). Departamento de Ciências Biológicas da Universidade Federal de São Carlos.

WALTER, T. 2000. A ECOLOGIA DA PESCA ARTESANAL NO LAGO PARANOÁ – BRASÍLLIA – DF. São Carlos. 231p, Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos (USP).

WETZEL, R.G. (1993). *Limnologia*. Fundação Calouste Gulbenkian. 1011 pp.

WILKINSON, L. (1989). SYSTAT: *The system for statistical analysis*, SYSTAT Inc., Evanston. 822 pp.

ZARET, T.M.; PAINE, R.T. (1973). Species introduction in a tropical lake. *Science* 182: 449-455.