



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
PRÓ – REITORIA DE PÓS – GRADUAÇÃO E PESQUISA
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
MESTRADO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL**

PATRICIA SILVA CRUZ

**GRUPOS FUNCIONAIS FITOPLANCTÔNICOS SOB DIFERENTES
NÍVEIS DE NUTRIENTES: efeitos da piscicultura em abordagem
experimental**

**CAMPINA GRANDE – PB
2011**

PATRICIA SILVA CRUZ

**GRUPOS FUNCIONAIS FITOPLANCTÔNICOS SOB DIFERENTES NÍVEIS
DE NUTRIENTES: efeitos da piscicultura em abordagem experimental**

Dissertação apresentada ao
Mestrado de Ciência e Tecnologia
Ambiental da Universidade Estadual
da Paraíba, em cumprimento às
exigências para obtenção do título
de mestre em Ciência e Tecnologia
Ambiental.

Aprovado em: 25 / 02 / 2011.

BANCA EXAMINADORA

Prof^ª Dr^ª Beatriz Susana Ovruski de Ceballos (Orientador)

Prof^º Dr. Marcelo Luis Rodrigues (Co-orientador)

Prof^º Dr. José Tavares de Sousa (Membro Interno)

Prof^ª Dr^ª Luciana Gomes Barbosa (Membro Externo)

DEDICATÓRIA:

A dedicação, compreensão e carinho sem limites de minha mãe, que em todas as lições soube mostrar o verdadeiro sentido de viver com dignidade.

Aos meus avôs maternos (in memoriam) pela vivência, carinho e ensinamentos deixados.

Ao meu irmão Elton por ser um exemplo de luta e conquistas.

Aos meus sobrinhos Caio Bruno e Maria Eduarda, por momentos imensuráveis de alegria.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a DEUS por seu infinito amor, por sua companhia freqüente, ensinamentos e constante proteção. Por sempre iluminar meus passos, me dando forças para passar pelos obstáculos da vida com a cabeça erguida, sempre motivada para recomeçar.

A amiga e orientadora Prof.^a Dr.^a Beatriz Ceballos pela orientação, amizade, confiança e oportunidade. Agradeço por estar sempre ao meu lado.

Ao Prof. Dr. Marcelo Rodrigues por disponibilizar toda a estrutura necessária (Setor Piscicultura) para o desenvolvimento desta pesquisa.

A Prof.^a Dr.^a Luciana Barbosa (Lú) por suas considerações no exame de qualificação, pelos momentos dedicados para esclarecer minhas dúvidas, pela dedicação incondicional direcionada a esta pesquisa na fase final e pelas brincadeiras nos momentos de descontração. Agradeço pelo carinho e paciência.

Ao Prof. Dr. Ricardo Romão pela imensa contribuição durante a dessecação dos peixes e principalmente pela confecção das lâminas histológicas. Agradeço os momentos disponibilizados para explicação da metodologia adotada e pela discussão dos resultados.

Ao Prof. Dr. José Etham Barbosa por sua atenção e contribuições para realização da pesquisa.

A CAPES pela concessão da bolsa de mestrado e ao PROPEAQ/UEPB por financiar o projeto.

A Vanessa, Priscilla, Morgana, Dalvanice, Flávia, Paulinéia, Célia, Suelly, Tafnys, Diego, Albeny, Adriano e Joildo (turma de mestrado) pelos momentos vivenciados durante as disciplinas.

Ao amigo Emmerson ("marido") pelos sábados no laboratório de Piscicultura na árdua missão de processar as amostras de nitrato. Não tenho como agradecer sua dedicação e alegria durante os cinco meses de análises.

A Suzana e Flávia, pelos momentos vivenciados durante as coletas. Sei que foram árduos, porém a fé e alegria nos fizeram vencer.

A Elaine, Heloísa e Valmária pelos momentos de descontração. Vocês são ótimas.

A Sara e Talita pela incondicional atenção dada ao biovolume. Não sei o que seria de mim sem a ajuda e competência de vocês.

Enfim, a todos que direta ou indiretamente contribuíram para realização desta pesquisa.

RESUMO:

Grupos funcionais fitoplanctônicos sob diferentes níveis de nutrientes: efeitos da piscicultura em abordagem experimental

O elevado crescimento populacional em torno de áreas de mananciais, principalmente de abastecimento, têm levado os ecossistemas aquáticos a apresentar altos níveis de contaminação, principalmente pelo aumento da disponibilidade de nitrogênio e fósforo. O presente estudo teve como objetivo, elucidar como o impacto da adição de nutrientes (fósforo e nitrogênio), proveniente do aporte da piscicultura, interfere na composição e dinâmica dos grupos funcionais fitoplanctônicos e sistema digestório e respiratório dos peixes. Neste contexto, a aplicabilidade dos grupos funcionais como descritores de ecossistemas rasos eutrofizados com atividade de piscicultura é abordado. O estudo foi realizado no período de janeiro a maio de 2010, com amostragens realizadas em intervalos quinzenais na subsuperfície. As variáveis abióticas obtidas foram: temperatura, transparência da água, zona eufótica, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, pH, n-amoniaco, nitrato, nitrito, fósforo total, fósforo reativo solúvel. Os grupos funcionais foram agrupadas com base nas características ecológicas/adaptativas. Em geral, a variação na disponibilidade de luz foi um dos principais atributos relacionados à mudança na composição das algas planctônicas nos diferentes tratamentos. As associações fitoplanctônicas identificadas foram típicas de ambientes rasos eutróficos e as estratégias CRS registraram predominância de R estrategistas, geralmente associados a ambientes com limitação por luz. Como resposta as alterações ocorridas nos mesoambientes, foram evidenciados no intestino e brânquias dos peixes a presença de parasitas, favorecidos pela estocagem e a deterioração na qualidade da água, provocando a morte de alguns exemplares por asfixia e também pela morte massiva hepatocitária (insuficiência hepática), decorrente do elevado aporte de N e P advindo das fertilizações, arrazoamento, do metabolismo dos peixes e da sua liberação na coluna d' água em consequência da degradação da matéria orgânica dos organismos mortos, incluindo as algas.

Palavras-chave: mesocosmos; limitação luz; grupos funcionais fitoplanctônicos; piscicultura; alterações histológicas

ABSTRACT:

Functional phytoplankton groups under different nutrient levels: effects of the pisciculture in experimental approach

The high population growth around watershed areas, mainly from supply, has led aquatic ecosystems to show high contamination levels, mainly because the increasing of nitrogen and phosphorus availability. This study aims to elucidate how the impact of nutrients addition (phosphorus and nitrogen), from the pisciculture contribution, has interfered in the composition and in the dynamic of the functional phytoplankton groups and fish respiratory and digestive system. In this context, the functional groups applicability as descriptors of shallow eutrophic ecosystems with pisciculture activity is approached. The study was carried out from January to May 2010, with samplings carried out in fortnightly intervals at the subsurface. The abiotic variables which were obtained: temperature, water transparency, euphotic zone, electric conductivity, dissolved oxygen, pH, n-ammoniacal, nitrate, nitrite, total phosphorus, soluble reactive phosphorus. The functional groups have been grouped based in the ecological/adaptive features. In general, the variation of light availability has been one of the main attributes related to changes in the planktonic algae composition in the different used treatments. The phytoplankton associations which have been identified were typical from eutrophic shallow environments and the strategies CRS have registered a predominance of R strategists, generally associated to environments with light limitation. As a response to the alterations which have occurred at the mesoenvironments, it has been evidenced in the fish intestine and gills the presence of parasites, which were favored by the storage and decay in the water quality, killing some fish copies by asphyxia and also by the hepatocytes massive death (hepatic failure), due to high contribution of N and P from fertilizations, feeding, from the fish metabolism and from its release in the water column because the organic matter degradation of the dead organisms, including algae.

KEY-WORDS: mesocosms; light limitation; functional phytoplankton groups; pisciculture; histological alterations.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Mapa de localização do Município de Areia–PB.....	21
Figura 2 – Estrutura do mesocosmos e mesoambientes instalados dentro do viveiro.....	22
Figura 3 - Visão geral do Setor de Piscicultura e viveiro escavado em terreno natural, UFPB/Areia- PB.....	22

CAPÍTULO 1

Figura 1 – Variação dos valores médios da temperatura (T) nos mesoambientes (T ₁ , T ₂ , T ₃ , T ₄ e T ₅) durante o período de observação.....	38
Figura 2 – Variação dos valores médios de oxigênio dissolvido (OD) nos mesoambientes (T ₁ , T ₂ , T ₃ , T ₄ e T ₅) durante o período de observação.....	39
Figura 3 - Variação dos valores médios do Ko, Zeu/Zmix e Disco de Sechhi (DS) nos mesoambientes (T ₁ , T ₂ , T ₃ , T ₄ e T ₅) durante o período de observação.....	40
Figura 4 - Variação dos valores médios de P-total, PRS, N-amoniaco e nitrato nos mesoambientes (T ₁ , T ₂ , T ₃ , T ₄ e T ₅) durante o período de observação.....	42
Figura 5 - Variação dos valores médios do IET nos mesoambientes (T ₁ , T ₂ , T ₃ , T ₄ e T ₅) durante o período de observação.....	43
Figura 6 - Ordenação pela ACP das variáveis analisadas nos mesoambientes (T ₁ , T ₂ , T ₃ , T ₄ e T ₅), baseados nos fatores I e II em relação ao período de observação.....	45

CAPÍTULO 2

Figura 1 - Riqueza total da comunidade fitoplanctônica em todas as condições ambientais durante o período de observação.....	52
Figura 2 - Densidade total por tratamento da comunidade da comunidade fitoplanctônica durante o período de observação.....	53
Figura 3 –Biovolume total da comunidade fitoplanctônica durante o período de observação.....	55
Figura 4 - Biomassa dos grupos funcionais do fitoplâncton durante o período de observação.....	56
Figura5 -Diagrama de ordenação da ACC das unidades amostrais em função dos grupos funcionais nos tratamentos e principais variáveis abióticas durante o período de observação.....	61

CAPÍTULO 3

Figura 1 - Fotomicrografias de fígado das tilápias em T ₂ , T ₄ e T ₅ . Coloração de hematoxilina-eosina(HE), Coloração com Ácido Periódico de Schiff (PAS).....	68
Figura 2 - Fotomicrografias do fígado das tilápias no mesoambiente com T ₅	68
Figura 3 - Fotomicrografias do intestino das tilápias nos mesoambientes (T ₂ , T ₄ e T ₅).....	70
Figura 4 – Fotomicrografia do intestino e fígado das tilápias que morreram nos mesoambientes (T ₂ , T ₄ e T ₅).....	71
Figura 5 - Fotomicrografia das brânquias das tilápias nos mesoambientes (T ₂ , T ₄ e T ₅).....	72

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Descrição dos tratamentos nos experimentos em mesocosmos com criação de tilápias.....	23
Tabela 2: Métodos utilizados na análise das variáveis de qualidade da água.....	24
Tabela 3: Descrição dos tratamentos onde foram retirados os exemplares para confecção das lâminas histológicas.....	27

CAPÍTULO 1

Tabela 1: Coeficiente de correlação de Pearson entre as variáveis abióticas dos mesoambientes (T ₁ , T ₂ , T ₃ , T ₄ e T ₅) nos dois primeiros eixos de ordenação na ACP.....	44
--	----

CAPÍTULO 2

Tabela 1: Espécies descritoras do fitoplâncton, frequência de ocorrência, classificação segundo volume, MDL, estratégias, hábito e grupos funcionais nos mesoambientes durante o período de observação.....	56
Tabela 2: Coeficientes canônicos e correlações “intra-set” da Análise de Correspondência Canônica (ACC) entre as variáveis ambientais e grupos funcionais dos tratamentos.....	59

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	i
LISTA DE TABELAS.....	ii
RESUMO	iii
ABSTRACT.....	iv
1 INTRODUÇÃO.....	12
2 OBJETIVOS.....	15
3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	16
4 MATERIAL E MÉTODOS	21
5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	28
 CAPÍTULO 1: Efeitos do enriquecimento artificial por N e P sobre o regime de luz subaquático e dinâmica de nutrientes: fatores de estresse em mesoambientes com piscicultura	
1 INTRODUÇÃO.....	36
2 MATERIAL E MÉTODOS	37
3 RESULTADOS.....	37
4 DISCUSSÃO.....	46
5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	48

CAPÍTULO 2: Estratégias do fitoplâncton em mesoambientes com piscicultura: Efeitos da eutrofização artificial na dinâmica e estrutura funcional

1 INTRODUÇÃO.....	50
2 MATERIAL E MÉTODOS	51
3 RESULTADOS.....	52
4 DISCUSSÃO.....	62
5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	64

CAPÍTULO 3: Alterações histológicas no sistema digestório e brânquias de tilápias (*Oreochromis niloticus*) criadas em ambientes rasos eutróficos

1 INTRODUÇÃO.....	66
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	67
3 RESULTADOS.....	67
4 DISCUSSÃO.....	72
5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	74
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	76

1 INTRODUÇÃO

Os açudes do semiárido nordestino são destinados a múltiplos usos, com destaque para o abastecimento público. Nos últimos anos, a piscicultura intensiva em tanques-rede apresentou expansão acelerada, sob estímulo de programas e projetos de incentivo à criação de tilápias (BRASIL, 2008). Em quantidades elevadas e superiores à capacidade suporte do ecossistema, esta prática estimula a eutrofização favorecendo o crescimento de algas e cianobactérias (CEBALLOS et al., 2006, BERNARDO; DANTAS, 2005; KUBITZA, 2003).

Alguns estudos indicam que reservatórios do semiárido apresentaram características limnológicas de lagos rasos eutróficos tais como, baixa transparência, elevadas concentração de nutrientes e biomassa algal (ESKINAZI-SANT'ANNA et al., 2007; COSTA et al., 2009).

A preocupação com os ambientes aquáticos rasos é justificada não apenas pela dominância desses sistemas em escala mundial (CHEN et al., 2005) e pelos serviços ambientais que oferecem, mas também pelo fato de o processo de eutrofização nesses ambientes ser catastrófico, em função da intensa interação entre o sedimento e a coluna d'água (SCHEFFER; CARPENTER, 2003), onde a transparência, em particular, pode ser uma das grandes medidas utilizadas para avaliar o sucesso das ações de restauração. Essa variável constitui um fator-chave para as mudanças de estados de equilíbrio nos ecossistemas rasos (SCHEFFER et al., 2003).

O desenvolvimento de elevadas densidades ou de biomassas algais em reservatórios é afetado por pulsos produzidos no ambiente, que resultam em alterações na disponibilidade de nutrientes e luz subaquática (TUNDISI, 1990) e tem origem natural ou antropogênica (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI; ROCHA, 1999). De acordo com Forbes et al., (2008), a associação entre o aumento da produção fitoplanctônica e a quantidade de luz e nutrientes se reflete no aumento populacional dos táxons componentes da comunidade. Estes fatores variam no tempo e no espaço e condicionam a formação de nichos que podem se suceder temporalmente ou coexistir em diferentes áreas, permitindo a ocorrência de um maior número de espécies (SALMASO, 2003).

Os grupos funcionais são definidos principalmente a partir das estratégias adaptativas das espécies, levando-se em consideração as respostas destes organismos aos fatores “estresse” e “distúrbio”. Estes são considerados os principais processos de

estruturação do habitat e explicam a distribuição e a dinâmica dos organismos nos ecossistemas (BURLIGA, 2010).

Na última década, vários estudos apresentam detalhes sobre a ecologia do fitoplâncton utilizando as associações algais como ferramenta útil na caracterização das condições ambientais tanto em ambientes tropicais como subtropicais (HUSZAR et. al., 2000; HUSZAR; KRUK; CARACO, 2003; NASELLI-FLORES et al., 2003; BURFORD; O'DONOHUE, 2006; MOURA et al., 2007a; BECKER et al., 2008).

A classificação funcional tem se tornado fundamental para melhor compreensão e descrição das comunidades e uma forma viável de prever respostas e mudanças antrópicas nos ecossistemas, em nível global (Pillar, 2000). Estudos realizados por Huszar; Kruk ; Caraco (2003) evidenciam que grupos funcionais do fitoplâncton são mais eficientes na bioindicação ambiental do que agrupamentos filogenéticos.

Estudos em mesocosmos são ferramentas úteis para simular condições que ocorrem nos açudes nordestinos, assim como acompanhar a sucessão das comunidades fitoplanctônicas. Estudos realizados por Crossetti e Bicudo (2005); Tardio et al., (2003) e González et al., (2005), evidenciam que os mesocosmos são ferramentas úteis quando se pretende prever o grau de impacto do aporte excessivo de nutrientes em ambientes aquáticos, além de identificar qual ou quais dos elementos terão maior importância nas alterações causadas no ambiente.

O objetivo do presente estudo foi o de elucidar como o impacto da adição de nutrientes (fósforo e nitrogênio), proveniente do aporte da piscicultura, interfere na composição e dinâmica dos grupos funcionais fitoplanctônicos e sistema digestório e respiratório dos peixes. Assim, a presente dissertação foi organizada em três capítulos:

Capítulo 1. Efeitos enriquecimento artificial sobre o regime de luz subaquático e dinâmica de nutrientes: fatores de estresse em mesoambientes com piscicultura.

Hipótese: Aumento do aporte de nutrientes provenientes da piscicultura promove redução da transparência da água e, conseqüentemente limitação por luz.

Capítulo 2. Efeitos da eutrofização artificial na dinâmica de grupos funcionais em mesoambientes com piscicultura: estratégias adaptativas do fitoplâncton.

Hipótese: Aumento de nutrientes, provenientes de aporte de piscicultura, promovem o aumento em biomassa de grupos funcionais típicos de ambientes rasos eutróficos, compostos por cianobactérias.

Capítulo 3. Alterações histológicas no sistema digestório e brânquias de tilápias (*Oreochromis niloticus*) criadas em ambientes eutróficos.

Hipótese: Os altos níveis de N e P favorecem a depleção de oxigênio nos sistemas de criação, ocasionando alterações nas brânquias dos peixes seguidas de episódios de morte maciça e alterações hepáticas.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

- Elucidar como o impacto da adição de nutrientes (N e P), proveniente do aporte da piscicultura intensiva, interfere na composição e dinâmica dos grupos funcionais fitoplanctônicos e nos peixes criados em cativeiros.

2.2 Objetivos Específicos

- Identificar em lagos rasos simulados (mesocosmos) os efeitos da eutrofização sob regime de luz subaquática e o efeito dos macronutrientes;
- Conhecer a dinâmica das comunidades fitoplanctônicas e os padrões de distribuição dos grupos funcionais e a viabilidade de sua aplicação na compreensão da dinâmica de ecossistemas rasos eutrofizados com piscicultura intensiva;
- Identificar eventuais alterações histopatológicas nos peixes criados em cativeiros enriquecidos artificialmente.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 Piscicultura

A piscicultura é uma atividade em expansão em todas as regiões do mundo, incluindo o Brasil, onde a influência do clima favorece a competitividade comercial dos peixes, cujo desempenho depende do rigoroso controle na qualidade da água, composição de rações formuladas e aspectos sanitários no processamento e comercialização (RIBEIRO et al., 2000). Segundo Tovar et al. (2000), o cultivo de peixes em tanques-rede é cada vez mais utilizado pela sua alta produtividade, facilidade de controle e por ser de custos relativamente baixos.

Um dos principais problemas associados à piscicultura intensiva é o rejeito orgânico gerado nesta atividade, entre eles, produtos metabólicos (fezes e urina) e ração não ingerida (Gowen et al., 1990), ricos em compostos nitrogenados e fosfatados. Desta forma, os principais contaminantes do ecossistema aquático são as diferentes formas de nitrogênio e fósforo, que influenciam no aumento da produção fitoplanctônica (e zooplanctônica) e da biomassa em toda a rede trófica (ESTEVES, 1998).

No entanto, a atividade de piscicultura em tanques-rede no Brasil é recente, (década de 90), sendo praticada de forma mais intensiva nas regiões sudeste e nordeste (KUBITZA, 2003).

Na última década, a região nordeste registrou expansão acelerada da piscicultura intensiva em tanques-rede, estimulada pela criação da Secretaria Especial de Agricultura e Pesca (SEAP) em 2003, cujo principal objetivo é dar suporte a esses empreendimentos, assegurando assistência técnica, financeira e o escoamento e venda da produção.

Segundo Watanabe et al., (2002), dentre as espécies autóctones ou alóctones utilizadas em piscicultura comercial destacam-se: o pacu-guaçu - *Piaractus mesopotamicus*; tambaqui – *Colossoma macropomum* e seus híbridos; carpa - *Cyprinus carpio* e outros. Comumente são utilizadas mais de 30 espécies de peixes, com os mais variados hábitos alimentares e ambientais (BRASIL, 2008). A preferência por tilápias (*Oreochromis niloticus*) e suas subespécies em diferentes sistemas de criação têm vários motivos, principalmente em relação a suas características biológicas e ecológicas. De acordo com Kubitzka (2000) e Carvalho et al., (2003), entre as características morfológicas, fisiológicas e ecológicas que favorecem espécies de tilápia, destacam-se:

1) rápido crescimento; 2) boa taxa de conversão alimentar; 3) capacidade de sobrevivência em ambientes com altas densidades populacionais; 4) tolerância a condições ambientais adversas, como níveis baixos de oxigênio dissolvido, altos níveis de amônia, ampla variação do pH (6 a 8,5) e altas temperaturas (com a faixa ideal entre 26 e 28°C). Outra característica que confere vantagem “adaptativa” é o hábito alimentar onívoro, ingerindo primariamente fitoplâncton e zooplâncton.

Em termos de tilapicultura, os sistemas de produção utilizados no Brasil são bastante diversificados em função de variáveis como a disponibilidade de água, as condições climáticas e o tipo de tecnologia empregada (KUBITZA, 2000). Neste contexto, estudos no Brasil destacam alterações na qualidade de água de reservatórios com piscicultura intensiva seguidas de intensa eutrofização (KUBITZA, 2003).

3.2 Grupos Funcionais fitoplanctônicos

A eutrofização promove diversas alterações nos ecossistemas, refletindo na composição e estrutura das comunidades planctônicas, cuja resposta ocorre em curtos espaços de tempo, de forma que a análise da variabilidade espacial e temporal de sua distribuição torna-se relevante para o biomonitoramento da qualidade da água dos reservatórios (ATTAYDE; BOZELLI 1998; SOUSA et al., 2008).

A dinâmica das comunidades fitoplanctônicas de lagos rasos tem sido objeto de pesquisa de grande interesse por parte dos ecólogos (SCHEFFER, 2001; PADISÁK; REYNOLDS, 2003). Os lagos ou reservatórios tropicais são mais sensíveis à eutrofização do que lagos ou reservatórios temperados (Lewis, 1996), devido a maior irradiação solar nos trópicos, provocando temperaturas médias mais elevadas na coluna d'água, com amplitude térmica relativamente pequena entre a camada superior e o fundo (LEWIS, 2000).

As mudanças temporais na composição e estrutura da comunidade fitoplanctônica são influenciadas pelas condições ambientais e as mudanças das condições no tempo e no espaço, onde os padrões de riqueza, diversidade, densidade e biomassa estão diretamente relacionados com esta variação (REYNOLDS, 2006). As modificações verificadas nas variáveis abióticas e bióticas em escala temporal contribuem para alterações no comportamento das comunidades fitoplanctônicas e tem sido reportada por vários autores (ALBAY; AKÇAALAN, 2003; SALMASO, 2003;

CHELLAPPA, BORBA; ROCHA, 2008; WINDER; HUNTER, 2008; CHALAR, 2008; HULYAL; KALIWAL, 2009). De acordo com Bachmann (2001), a disponibilidade de luz, a temperatura da água, o tempo de residência da água e a predação por pequenos invertebrados (zooplâncton) são alguns dos fatores limitantes ou controladores da produção algal.

Em regiões de clima tropical, a variabilidade sazonal é determinada principalmente pelas chuvas. No entanto, de alteração na estrutura fitoplanctônica, mas interfere de algum modo nos padrões de biomassa (HUSZAR et al., 2000). Há grande variabilidade de condições ambientais que determinam a ocorrência de várias espécies fitoplanctônicas, tais condições atuam sinergicamente, conduzindo a um aumento da diversidade ou favorecendo a dominância de um táxon. Os reservatórios do Nordeste se inserem em um conjunto de características climáticas que remetem a estiagem e a chuva como fatores reguladores da dinâmica sazonal dos sistemas aquáticos e que se refletem na dinâmica do fitoplâncton.

As comunidades fitoplanctônicas podem ser agrupadas de acordo com suas afinidades ecológicas, em grupos funcionais (Reynolds et al. 2000). As diferentes espécies de uma mesma associação apresentam semelhanças morfológicas, fisiológicas e ecológicas. Tais grupos funcionais são definidos, a partir das estratégias adaptativas das espécies, conforme apontado inicialmente por Grime (1977, 1979), levando-se em consideração as respostas destes organismos aos fatores “estresse” e “distúrbio”. Este modelo foi posteriormente adaptado para o fitoplâncton (REYNOLDS, 1997), tornando-se uma importante ferramenta na caracterização dos ecossistemas aquáticos.

A classificação funcional formulada por Reynolds (1997) e re-editada por Reynolds et al., (2002) e Padisák; Crossetti; Naselli-Flores, (2009) contribui com os avanços na descrição dos padrões das algas planctônicas em vários ecossistemas aquáticos, favorecendo o entendimento de processos bióticos que podem acontecer no tempo e no espaço, através das relações entre as espécies e o meio abiótico. Conforme esta classificação, por exemplo, as associações **A, B, C, D, MP, N, P** e **T** são formadas por diatomáceas; as associações **F, G, J, K, MP, N, P, T, X** e **W** agrupam espécies de clorófitas; os grupos funcionais **H, K, L, M, MP, R, S, T, W** e **Z**, reúnem espécies de cianobactérias; enquanto que as associações **E, L, Q, U, V, W, X** e **Y** agrupam espécies de fitoflagelados (PADISÁK; CROSSETTI; NASELLI-FLORES, 2009). Os códigos alfa numéricos não são exclusivos de determinados grupos de algas e táxons

filogeneticamente não relacionados podem pertencer a um mesmo códon (Reynolds et al., 2000).

No Brasil, vários trabalhos foram desenvolvidos utilizando os padrões e estratégias em ambientes lênticos para ambientes eutróficos (HUSZAR et al., 2000; MARINHO; HUSZAR, 2002; HUSZAR; KRUK; CARACO, 2003; FONSECA; BICUDO, 2008) e para ambientes oligotróficos (BORGES; TRAIN; RODRIGUES, 2008), incluindo ainda estudos experimentais (SANTOS; CALIJURI, 1998) e em mesocosmos (CROSSETI; BICUDO, 2005; BURLIGA, 2010).

O uso desta classificação funcional para o fitoplâncton foi validado através do trabalho de Kruk et al., (2002), em que as associações algais foram consideradas ferramentas viáveis no estudo da ecologia do fitoplâncton. Desde então, diversos estudos relacionados ao fitoplâncton foram desenvolvidos no Nordeste, sendo concentrados nos estados do Rio Grande do Norte (CHELLAPPA; COSTA, 2003; COSTA et al., 2006; CHELLAPPA; BORBA; ROCHA, 2008; Ceará (von SPERLING; FERREIRA; GOMES, 2008) e Pernambuco (HUSZAR et al., 2000; BOUVY et al., 2003; MOLICA et al., 2005; MOURA et al., 2006; MOURA et al., 2007; DANTAS et al., 2008; LIRA; BITTENCOURT-OLIVEIRA; MOURA, 2009).

3.4 Alterações Histológicas em Tilápias do Nilo

Várias literaturas específicas reportam que as tilápias são tolerantes a condições adversas, porém, estudos evidenciam que as doenças mais frequentes nas tilápias estão relacionadas com as alterações da qualidade da água e manejo, tais como a redução de OD, aumento na concentração de substâncias tóxicas, inadequado programa de alimentação, que leva a deficiências nutricionais (MARTINS, 2004).

Embora os cultivos intensivos em tanques-rede sejam de fácil manejo e ofereça um rápido retorno de investimentos e á alta produtividade oriunda da utilização de elevadas taxas de estocagem (MARDINI; MARDINI, 2000; YI; LIN, 2001), esses ambientes são susceptíveis a variações de qualidade da água e à presença e ação de agentes infecciosos (KUBITZA, 2005) e parasitários (LIM et al., 2005).

Nas últimas décadas as análises clássicas dos efeitos de substâncias químicas nos organismos aquáticos têm se baseado nos resultados de testes de toxicidade laboratoriais para uma dada espécie. Entretanto, estes testes, além de não considerarem as condições

que ocorrem no ambiente natural, geralmente superestimam a magnitude e duração da exposição às condições ambientais (ORLANDO et al., 1999).

No Brasil, esta situação é ainda mais séria, considerando que pouca pesquisa tem sido realizada sobre o impacto de contaminantes nos ecossistemas tropicais (WINKALER et al., 2001).

Segundo Adams (1990), os efeitos de contaminantes em peixes podem se manifestar em vários níveis de organização biológica, incluindo disfunções fisiológicas, alterações estruturais em órgãos e tecidos. Também ocorrem modificações comportamentais, que podem ser utilizados como ferramentas (biomarcadores) no monitoramento da saúde do ecossistema aquático, e que são incluídos em vários programas modernos de monitoramento ambiental (WALKER et al., 1996).

Biomarcadores fisiológicos e histopatológicos são utilizados extensivamente para documentar e quantificar tanto a exposição quanto os efeitos de poluentes ambientais. De acordo com especialistas em poluição ambiental e em ictiologia o estudo do fígado e outras estruturas (intestino e brânquias) podem ser utilizados para verificar conseqüências da contaminação dos recursos hídricos em peixes (SANTOS 2003). A análise dessas estruturas é importante para se avaliar como o animal reage a agressões químicas e também para verificar outros processos patológicos, incluindo neoplasias e doenças parasitárias (OKHIRO; HINTON, 2000). De acordo com Lima; Leite, (2006) as doenças relacionadas à qualidade da água e a susceptibilidade a patógenos e parasitoses em peixes, podem trazer além das perdas econômicas, riscos à saúde dos animais e dos consumidores.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Caracterização e Localização da Área de Estudo

O presente estudo foi desenvolvido no Setor de Piscicultura do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal da Paraíba (DZ/CCA/UFPB), localizado no antigo Engenho Várzea, na cidade de Areia (Figura 1), microrregião do Brejo Paraibano (6° 57' 46" S, 35° 41' 31" O), com altitude de 618m.

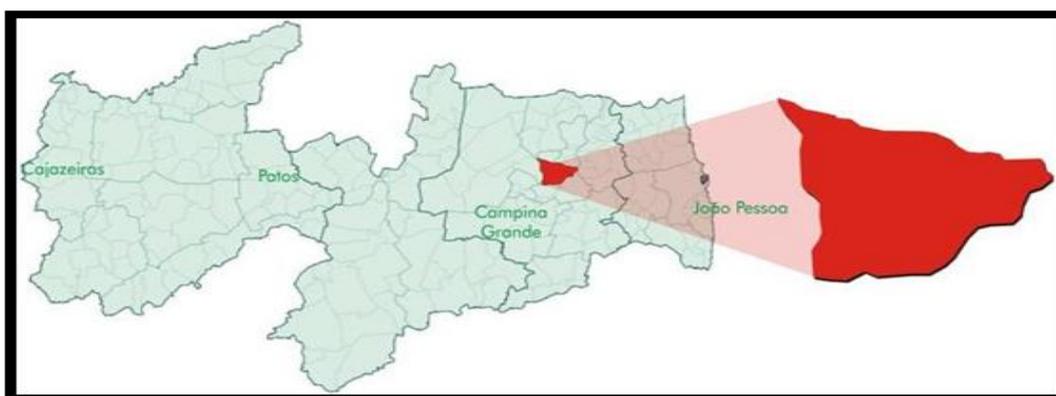


Figura 1: Mapa com localização do município de Areia - PB.

4.2 Mesocosmos

Os mesocosmos foram construídos com sacos de polietileno transparente (0,2mm de espessura), e armações circulares de alumínio (1,0m de diâmetro), além de estruturas suporte para fixação das bóias (garrafas “pet”). A confecção das estruturas seguiu as recomendações de Arcifa; Guagnoni (2003). Os mesoambientes ficaram abertos na parte superior a 30 cm acima da superfície da água (Figura 2) e o fundo (1m de profundidade), foi fechado, sem contato com o sedimento. O experimento foi conduzido em viveiros escavados em terreno natural medindo 10 X 50 m² e com aproximadamente 1,5 m de profundidade (Figura 3).

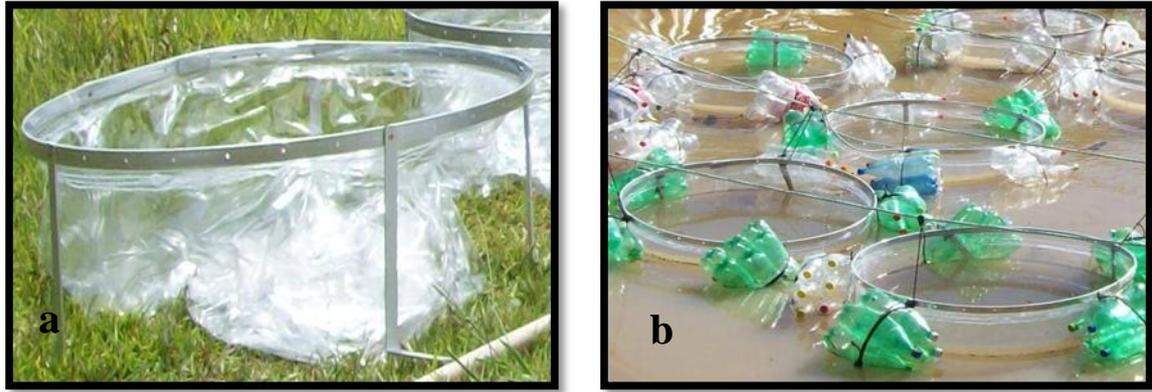


Figura 2: Estrutura do mesocosmo (a) e meso – ambientes instalados dentro do viveiro (b).



Figura 3: Visão geral do Setor de Piscicultura e viveiro escavado em terreno natural, UFPB/Areia-PB.

O enchimento dos mesocosmos foi realizado a partir de movimentos ascendentes e descendentes da estrutura no ambiente. Após completado o enchimento, procedeu-se a adição de nutrientes e dos peixes. Desta forma, para o presente estudo, foram definidos 5 tratamentos que consistiram no enriquecimento da água com diferentes concentrações de Superfosfato Simples (21% N + 24% S) e Sulfato de Amônio (18% Pentóxido de Fósforo + água; 16% Ca + 8% S) - (Tabela 1), seguindo as recomendações para cultivo de tilápias (Kubitza, 2003). Cada tratamento teve três repetições, totalizando 15 mesocosmos, distribuídos dentro do viveiro de piscicultura de forma inteiramente casualizada.

Tabela 1 – Descrição dos tratamentos nos experimentos em mesocosmos com criação de tilápias (*Oreochromis niloticus*).

TRATAMENTO	DESCRIÇÃO
Tratamento (T ₁)	(Controle – sem adubação e sem Tilápias)
Tratamento 2 (T ₂)	Sem adubação + 5 Tilápias
Tratamento 3 (T ₃)	14,88g Superfosfato Simples + 4,96g de Sulfato de Amônia + 5 Tilápias
Tratamento 4(T ₄)	15,32g de Superfosfato Simples + 5,11g de Sulfato de Amônia + 5 Tilápias
Tratamento 5 (T ₅)	15,62g de Superfosfato Simples + 5,21g de Sulfato de Amônia + 5 Tilápias

O adubo foi aplicado utilizando – se saco de polietileno perfurado, cujo objetivo principal foi a liberação gradativa do fertilizante no meio. Os alevinos de tilápias foram pesados, distribuídos em número de 5 em cada mesocosmo e alimentados com ração comercial extrusada 1 vez ao dia na taxa de 5% da biomassa total de cada ambiente.

4.3 Período de Amostragem

O experimento foi desenvolvido ao longo de 5 meses (Janeiro a Maio de 2010), sendo as coletas realizadas com frequência quinzenal na subsuperfície (0,30 m de profundidade).

4.4 Variáveis Analisadas

4.4.1 Análise da Qualidade da Água

A coleta, transporte, preservação e análises das amostras seguiram as recomendações do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1998). Na Tabela 2, estão descritas as metodologias utilizadas.

Tabela 2: Métodos utilizados na análise das variáveis de qualidade da água.

VARIÁVEL	UNIDADE	MÉTODO	ANOTAÇÕES
Temperatura da água	°C	Eletrométrico	Oxímetro Digimed
Transparência e Zona Eufótica	M	Disco de Secchi	Esteves, 1998
Condutividade elétrica	$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	Eletrométrico	Condutivímetro da marca Lutron modelo 4303.
Oxigênio Dissolvido	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	Titrimétrico	Winkler modificado (GOLTERMAN, 1978)
pH	-----	Potenciométrico	pHmetro Tecnal modelo TEC3MPpV:9VDC
N-NH ₄	$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	Indofenol	APHA (1998)
N-NO ₂	$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	Colorimétrico	APHA (1998)
N-NO ₃	$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	Coluna de cádmio	APHA (1998)
Fósforo total	$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	Ácido ascórbico	APHA (1998)
Fósforo Solúvel Reativo	$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	Ácido ascórbico	APHA (1998)

4.4.2 Índice de Estado Trófico (IET)

O Índice do Estado Trófico adotado foi o de Carlson (1977) modificado por Toledo Jr. et al., (1983) para ambientes tropicais, a partir de fórmulas que consideram as medidas de visibilidade do disco de Secchi e as concentrações de clorofila a, fósforo

solúvel reativo e fósforo total.

4.4.3 Variáveis Biológicas

4.4.3.1 Clorofila – a

As amostras de água (50 mL) foram filtradas em filtro de fibra de vidro mantido congelados (a 4°C) até o momento da análise. A concentração de clorofila – *a* foi determinada segundo o método espectrofotométrico de Lorenzen (1967). A técnica consiste na extração da clorofila retida nos filtros com acetona 90% durante 24 h, sendo a leitura realizada em espectrofotômetro a 665 e 750 nm.

4.4.3.2 Comunidade Fitoplanctônica

Para o estudo qualitativo das comunidades fitoplanctônicas, as amostras foram coletadas em rede de plâncton (malha de 20 µm de abertura), acondicionadas em frascos âmbar e preservadas em formol a 4%. Para a identificação dos organismos utilizou-se microscópio binocular com aumento de até 400 vezes. Os táxons foram identificados a partir de amostras populacionais, sempre que possível a nível específico e infra-específicos, analisando-se as características morfológicas e morfométricas das células vegetativas e reprodutivas. O sistema de classificação para cada classe e gênero seguiu as indicações de Bicudo; Menezes (2006).

A quantificação da comunidade fitoplanctônica foi realizada em microscópio invertido com aumento de 400X, usando-se o método de sedimentação de Utermöhl (1958), seguindo as recomendações de Lund, Kpling e Lecren (1958). Com essa metodologia os indivíduos foram enumerados em campos aleatórios e contados no mínimo 100 indivíduos da espécie mais freqüente, a fim de se obter maior nível de confiabilidade. Os resultados foram expressos em densidade (ind./ml) e calculados de acordo com fórmula descrita por Ross (1979).

$$\text{Indivíduos/ml} = (n/sc) \cdot (1/h) \cdot (F)$$

Onde:

n = número de indivíduos contados

s = área do campo em mm²

c = numero de campos contados

h = altura da câmara de sedimentação

F = fator de correção para mililitro (10³ mm³ / 1 ml)

4.4.3.3 Cálculo do Biovolume

O número de células frequentemente não representa a verdadeira biomassa devido à variação de forma e tamanho entre as espécies. Essa diferença pode ser avaliada multiplicando-se o número de células de cada espécie pelo volume médio das células, considerando-se as dimensões médias de 30 indivíduos, sempre que possível.

O cálculo do Biovolume foi estimado baseando-se em 22 modelos geométricos, cujas formas aproximaram-se à forma dos indivíduos: esferas, cilindros, cones, paralelepípedos, pirâmides, (HILLEBRAND et al., 1999).

4.5 Lâminas Histológicas

Os espécimes de peixes (Tabela 3) foram coletados após o período de crescimento e morte. Estes foram filetados e retirados amostras de fígado, brânquias e de intestino. As amostras foram dessecadas de maneira, com diâmetro máximo de 5 mm para observação em microscopia de luz. A fixação do material foi feita com Metacarn (60% metanol; 30% clorofórmio e 10% ácido acético) por 12 horas, que evita a autólise, impede a atividade e proliferação bacteriana e aumenta a afinidade pelos corantes. Foi também realizada fixação em McDowell para morfologia e histopatologia. A inclusão do material foi feita em paraplast para colorações padrões e em resina para morfologia.

Tabela 3 – Descrição dos tratamentos onde foram retirados os exemplares para confecção das lâminas histológicas.

TRATAMENTO	DESCRIÇÃO
Tratamento 2 (T ₂)	Sem adubação + 5 Tilápias (Controle)
Tratamento 4 (T ₄)	15,32g de Superfosfato Simples + 5,11g de sulfato de Amônia + 5 Tilápias
Tratamento 5 (T ₅)	15,62g de Superfosfato Simples + 5,21g de Sulfato de Amônia + 5 Tilápias

Para a verificação dos aspectos morfológicos foram utilizadas as colorações de hematoxilina-eosina (HE), com Ácido Periódico de Schiff (PAS) e Tricômio de Masson. A análise das lâminas foi realizada utilizando-se microscópio Olympus BX 60, acoplado á câmara Axio CAMHRc com Software Zeios KS 400.

4.6 Tratamento Estatístico

A análise descritiva dos dados foi realizada pelo programa STATISTICA SAS (2003). Médias aritméticas e medianas foram usadas como medidas de tendência central, desvio padrão e o coeficiente de variação de Pearson (é a razão entre o desvio padrão e a média referentes a dados de uma mesma série) como medidas de dispersão absoluta e relativa, respectivamente. Para se estabelecer o nível de significância das variações entre os tratamentos foi aplicada a análise de variância ANOVA – one-way, usando o programa estatístico STATISTICA 7. Foram considerados como resultados estatisticamente significativos aqueles para os quais o valor de p foi igual ou menor que 0,05.

Foi realizada análise descritiva multivariada das variáveis ambientais através da Análise de Componentes Principais (ACP), a partir das matrizes de covariância, com os dados transformados por Log (x + 1). A Análise de Correspondência Canônica (ACC) foi realizada utilizando as principais variáveis ambientais e biológicas obtidas a partir da ACP, evitando-se colinearidade. Os programas utilizados foram o FITOPAC (SHEPHERD,1996) para a transformação dos dados e PC-ORD, versão 3.0 para Windows (McCUNE;MEFFORD, 1997), para a execução da análise.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADAMS, S.M.; SUGART, G.R.; SOUTHWORTH, H. (1990). Application of bioindicators in assessing the health of fish populations experiencing contaminant stress. In: MCCARTHY, J.F.; SHUGART, L.R. (Ed.). *Biomarkers of environmental contamination*. Boca Raton: **Lewis Publishers**, p. 333-353.

ALBAY, M.; AKÇAALAN, R. (2003). Factors influencing the phytoplankton steady state assemblages in a drinking-water reservoir (Ömerli reservoir, Istanbul). **Hydrobiologia**, The Hague, v. 502, p. 85-95.

AMERICAM PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. (1998). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19 ed. Washington D.C.: APHA – AWWA – WPCF.

ARCIFA, M. S. ; GUAGNONI, W. (2003). A new model of enclosure for experiments in lentic water. **Acta Limnol. Brasil.**, 15 (1): 75-79p.

ATTAYDE, J.L.; BOZELLI, R. (1998). Assessing the indicator of zooplankton assemblages to disturbance gradients by canonical correspondence analysis. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** 55: 1789-1797.

BACHMANN, R. W. (2001). The Limiting Factor Concept . What Stops Growth? **Spring Lakeline** 26-28 p.

BECKER, V; HUSZAR, V.L.M.; NASELLI-FLORES, L.; PADISÁK, J. (2008). Phytoplankton equilibrium phases during thermal stratification in a deep subtropical reservoir. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 53, p. 952-963.

BERNARDO, L.; DANTAS, A.B. (2005). *Métodos e Técnicas de Tratamento de água*. 2ed. São Carlos: RIMA Editora, v.02, 1565p.

BICUDO, C.E. de M.; MENEZES, M. Gêneros de algas de águas continentais do Brasil. São Carlos: RiMa, 2006.

BORGES, P. A. F; TRAIN, S.; RODRIGUES, L. C.(2008). Spatial and temporal variation of phytoplankton in two subtropical Brazilian reservoirs. **Hydrobiologia**, v. 607, n. 1, p.63-74.

BOUVY, M.; NASCIMENTO, S. M.; MOLICA, R. J. R. & FERREIRA, A. (2003). Limnological features in Tapacurá reservoir (northeast Brazil) during a severe drought. **Hydrobiologia**, v. 493, p. 115-130.

BURFORD, M.A.; O'DONOHUE, M.J. (2006). A comparison of phytoplankton community assemblages in artificially and naturally mixed subtropical water reservoirs. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 51, p. 2143-2153.

BURLIGA, A. L. (2010). Abordagem de grupos funcionais nos estudos do perifíton e do fitoplâncton. In: FRANCESCHINI, I. M.; BURLIGA, A. L.; REVIERS, B.; PRADO, J. F. & RÉZIG, S. H. (Eds). **Algas: Uma abordagem filogenética, taxonômica e ecológica**. Porto Alegre: Artmed, cap. 5. p. 233-258.

BRASIL. Ministério da Pesca e Aquicultura (2008). Disponível em <http://www.presidencia.gov.br/estrutura_presidencia/seap/sobre/> Acesso em 8 de novembro de 2008.

CARVALHO, E.D.; CASTRO, R.J.; SILVA, V.F.B.; VIDOTTO, A.P. (2003). A estrutura das assembléias de peixes nas zonas de ecótonos da represa de Jurumirim (Alto do Rio Paranapanema, São Paulo). In: HENRY, R. (Ed.). **Ecótono nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**. São Carlos: RIMA, p. 249-278.

CEBALLOS, B.S.O.; AZEVEDO, S.M.F.O.; BENDATE, M.M.A. (2006). Fundamentos biológicos e ecológicos relacionados às cianobactérias. In: Valter L. Pádua. (Org.). **Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água para consumo**. Belo Horizonte: PROSAB, 2006, p.23-82.

CHALAR, G. (2008). The use of phytoplankton patterns of diversity for algal bloom management. **Limnologia** 39: 200-208.

CHELLAPPA, N.T; COSTA, M.A.M. (2003). Dominant and co-existing species of Cyanobacteria from a eutrophicated reservoir of Rio Grande do Norte State, Brazil. **Acta Oecologica**, Paris, v. 24, p. S3-S10.

CHELLAPPA, N.T.; BORBA, J.M.; ROCHA, (2008). O. Phytoplankton community and physical-chemical characteristics of water in the public reservoir of Cruzeta, RN, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 68, n. 3, p. 477-494.

CHEN, W.; SONG, L.; OU, D.; GAN, N. (2005). Chronic toxicity and responses of several important enzymes in *Daphnia magna* on exposure to sublethal microcystin-LR. **Environmental Toxicology**, 20: 323-330.

COSTA, I.A.S.; AZEVEDO, S.M.F.O.; SENNA, P.A.C.; BERNARDO, R.R.; COSTA, S.M.; CHELLAPPA, N.T. (2006). Ocorrência de toxina-produzindo cianobactéria blooms em um reservatório semiárido brasileiro. **Brazilian Journal of Biology**, 66: 211-219.

COSTA, I. A. S.; da, CUNHA, S. R. de S.; PANOSSO, R.; ARAÚJO, M. F. F.; MELO, J. L. de S.; ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M. (2009). Dinâmica de cianobactérias em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. **Oecol. Bras.** 13(2): 382-401.

CROSSETTI, L. O.; BICUDO, C. E. M. (2005). Structural and functional phytoplankton responses to nutrient impoverishment in mesocosms placed in a shallow eutrophic reservoir (Garças Pond), São Paulo, Brazil. **Hydrobiologia**, V. 541, p. 71-85.

DANTAS, E.W.; MOURA, A.N.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C.; ARRUDA NETO, J.D.T.; CAVALCANTI, A.D.C. (2008). Temporal variation of the phytoplankton community at short sampling intervals in the Mundaú reservoir, Northeastern Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, Porto Alegre, v. 22, n. 4, p. 970-982.

ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M.; MENEZES, R.; COSTA, I. S.; PANOSSO, R. de F.; ARAÚJO, M. F.; ATTAYDE, J. L. de. (2007). Composição da comunidade zooplanctônica em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. **Oecol. Bras.** 11 (3): 410-421

ESTEVEVES, F. (1998). **Fundamentos de limnologia**. 2.ed. Rio de Janeiro: Interciência; FINEP.

FAO. **Fisheries and aquaculture information and statistic service**: (2007). Aquaculture production: 1950-2006. Disponível em: <<http://www.fao.org/fi/statist/FISOFT/FISHPLUS.asp>> Acesso em: 25 de novembro de 2008.

FONSECA, B. M.; BICUDO, C. E. M. (2008). Phytoplankton seasonal variation in a shallow stratified eutrophic reservoir (Garças Pond, Brazil). **Hydrobiologia**, v. 600, n. 1, p. 267-282.

FORBES, M.G.; DOYLE, R.D.; SCOTTI, J.T.; STALEY, J.K.; HUANG, H.; BROOKS, B.W. (2008). Physical factors control phytoplankton production and nitrogen fixation in eight Texas reservoirs. **Ecosystems**, New York, v. 11, p. 1181-1197.

GOMES, A.M.A.; SOUZA, R.F.G.; AZEVEDO, S.M.F.O. (2004). Impacto da atividade de piscicultura e eutrofização artificial nas características físicas, químicas e biológicas do Reservatório de Ribeirão das Lajes (RJ). **VIII Congresso Brasileiro de Ecotoxicologia**, Florianópolis.

GONZÁLEZ, M.A.S.; JEPPESEN, E.; GOMÁ, J.; SONDERGAARD, M.; JENSEN, J.P.; LAURIDSEN, T.; LANAKILDEHUS, F. (2005). Does high nitrogen loading prevent clear – water conditions in shallow lakes at moderately high phosphorus concentrations? **Freshwater Biology** 50: 27-41.

GOWEN, R. J., ROSENTHAL, H., MÄKINEN, T ; EZZI, I. (1990). Environmental impact of aquaculture activities. **J. Fish Biol.**, 27: 257-263.

GRIME, J. P. (1977). Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. **American Naturalist**, v. 111, n. 982, p. 1169-1194.

GRIME, J. P. (1979). **Plant strategies and vegetation processes**. Chichester: John Wiley & Sons, 222p.

HILLEBRAND, H.; DÜRSEKEN, D.; KIRSCHIEL, D.; POLLINGHER, U.; ZOHARY, T. (1999). Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. **Journal of Phycology**, v. 35, p. 403-424.

HULYAL, S.B.; KALIWAL, B.B. (2009). Dynamics of phytoplankton in relation to physico-chemical factors of Almatti reservoir of Bijapur District, Karnataka State. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v. 153, p. 45-59.

HUSZAR, V. L. M.; SILVA, L. H. S.; MARINHO, M.; DOMINGOS, P. ; SANT'ANNA, C. L. (2000). Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. **Hydrobiologia**, v. 424, p. 67-77.

HUSZAR, V.L.M.; KRUK, C.; CARACO, N.F. (2003). Steady state of phytoplankton assemblage of phytoplankton in four temperate lakes (NE USA). **Hydrobiologia**, The Hague, v. 502, p. 97-109.

KRUK, C.; MAZZEO, N.; LACEROT, G.; REYNOLDS, C. S. (2002). Classification schemes for phytoplankton: A local validation of a functional approach to the analysis of species temporal replacement. **Journal of Plankton Research**, London, v. 24, p. 901-912.

KUBITZA, F. **Tilápia: tecnologia e planejamento na produção comercial**. Jundiaí, SP: Fernando Kubitza, 2000. 289 p.

KUBITZA, F. (2003). **Qualidade da água no cultivo de camarões e peixes**. Jundiaí: CPI- USP Editora.

KUBITZA, F. (2005). Antecipando-se às doenças na tilapicultura. *Panorama da Aqüicultura*. v. 15, n.89, p.15-23.

LEWIS, W. M. Jr., (1996). Tropical lakes: how latitude makes a difference. In: Schiemer F. and Boland K. T. (eds.), *Perspectives in Tropical Limnology*, SPB Academic Publ., Amsterdam., pp. 43-64.

LEWIS, W. M. Jr., (2000). Basis for the protection and management of tropical lakes. **Lakes and Reservoirs: Research and Management** 5: 35-48.

LIMA, L.C.; LEITE, R.C. (2006). Boas coletas garantem bons diagnósticos. **Panorama da Aqüicultura**, v.16, n.96, p.24-29.

LIM, C.; AKSOY, M.Y.; KLESIUS, P.H. (2005). Nutrition, immune response and disease resistance in fish. In: SIMPÓSIO DE NUTRIÇÃO E SAÚDE DE PEIXES, 1, 2005. Botucatu. **Anais...** Botucatu: UNESP, p. 46-83.

LIRA, G.A.S.T.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C.; MOURA, A.N. (2009). Structure and dynamics of phytoplankton community in the Botafogo reservoir-Pernambuco-Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 52, n. 2, p. 493-501.

- LORENZEN C. J. (1967). Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrophotometric equations. **Limnol. Oceanogr.**, v.12, p. 343-346.
- LUND, J.W.G.; KPLING,C. ; LECREN, E.D. (1958). The invert microscope method of stating algal number and statistical bases of estimating by counting. **Hydrobiology**, V11, p. 143-170.
- McCUNE, B. ; MEFFORD, M. J. (1997). PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, version 3.0. MjM Software Design, **Oregon**. 47 p.
- MARDINI, V.C.; MARDINI, L.B.L.F. (2000). **Cultivo de peixes e seus segredos**. Canoas: ULBRA, 204p.
- MARINHO, M. M. ; HUSZAR, V. L. M.(2002). Nitrogen availability and physical conditions as controllings factors of phytoplankton composition and biomass in a tropical reservoir (Southern Brazil). **Archiv für Hydrobiologie**, v. 153, p. 443-468.
- MARTINS, M.L. (2004). Cuidados básicos e alternativas no tratamento de enfermidades de peixes na aquicultura brasileira. In: **Sanidade de organismos aquáticos**. São Paulo: Liv. Varela, 2004. pt.V, cap.17, p.357-370.
- MOLICA, R.J.R.; OLIVEIRA, E.J.A.; CARVALHO, P.V.V.C.; COSTA, A.N.S.F.; MELO, G.L.; AZEVEDO, S.M.F.O. (2005). Occurrence of saxitoxins and an anatoxina(s)-like anticholinesterase in a Brazilian drinking water supply. **Harmful Algae**, Connecticut, v. 4, p. 743-753.
- MOURA, A.N.; PIMENTEL, R.M.M.; LIRA, G.A.S.T.; CHAGAS, M.G.S.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C. (2006). Composição e estrutura da comunidade fitoplanctônica relacionadas com variáveis hidrológicas abióticas no reservatório de Botafogo. **Revista de Geografia (Recife)**, Recife, v. 23, p. 25-41.
- MOURA, A. N.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; DANTAS, E. W. & ARRUDANETO, J. D. de T. (2007a). Phytoplanktonic associations: a tool to understanding dominance events in a tropical Brazilian reservoir. **Acta bot. bras.** vol 21(3), p. 641-648.
- NASELLI-FLORES, L. (2000).Phytoplankton assemblages in twenty-one Sicilian reservoirs: relationships between species composition and environmental factors. **Hydrobiologia** 424: 1–11.
- NASELLI-FLORES, L.; PADISÁK, J.; DOKULIL, M.T.; CHORUS, I. (2003). Equilibrium/steady-state concept in phytoplankton ecology. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 502, p. 395-403.
- OKIHIRO,M.S.; HINTON,D.E. (2000). Partial hepatectomy and bile duct ligation in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): Histologic, immunohistochemical and enzyme histochemical characterization of hepatic regeneration and biliary hyperplasia. **Toxicologic Pathology**, v.28, p.342-356.

ORLANDO, E.F.; DENSLOW, N.D.; FOLMAR, L.C.; GUILLETTE Jr., L.J. (1999). A comparison of the reproductive physiology of the largemouth bass, *Micropterus salmoides*, collected from the Escambia and Blackwater rivers in Florida. **Environ. Health Perspect.**, Washington, D.C., v.107, no.3, p.199-204.

PADISÁK, J.; REYNOLDS, C.S. (2003). Shallow lakes: the absolute, the relative, the functional and the pragmatic. **Hydrobiologia**, **506/509**:1-11.

PADISÁK, J. CROSSETTI, L. O.; NASELLI-FLORES, L. (2009). Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. **Hydrobiologia**.

PILLAR, V. D. (2000). How can we define optimal plant functional types? In: 41 SYMPOSIUM OF THE INTERNATIONAL ASSOCIATION FOR VEGETATION SCIENCE, 2000. **Proceedings...**, Uppsala, Oppulus Press, 2000. p. 352-356.

REYNOLDS, C.S. (1997). **Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory**. Oldendorf: Ecology Institute.

REYNOLDS, C.S. (1998). What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status? **Hydrobiologia**, The Hague, v. 369/370, p. 11-26.

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

REYNOLDS, C.S. (2006). **Ecology of phytoplankton**. Cambridge, Cambridge University Press: 550pp.

RIBEIRO, L.P.; MIRANDA,A.O.T.;LIMA,L.C.;HOLANDA, E.D. (2000). Aquacultura empresarial.**Informe Agropecuário**. V. 21,n 203, p 5-9.

ROSS, J.(1979). **Práticas de Ecologia**. Barcelona: Ediciones Omega, p. 181.

SALMASO, N. (2003). Life strategies, dominance patterns and mechanisms promoting species coexistence in phytoplankton communities along complex environmental gradients. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 502, p. 13-36.

SANTOS, A. C. A. ; CALIJURI, M. C. (1998). Survival strategies of some species of the phytoplankton community in the Barra Reservoir (São Paulo, Brazil). **Hydrobiologia**, v. 367, p. 139-152.

SANTOS, N.P. (2003). **Regeneração hepática em bagre africano (CLARIAS gariepinus) após hepatectomia parcial**. Dissertação de mestrado. Faculdade de Zootecnia e Engenharia de Alimentos da USP. São Paulo-SP.

SCHEFFER, M. (2001). Alternative attractors of shallow lakes. **The Scientific World** 1: 254-263.

SCHEFFER, M.; CARPENTER, S.R. (2003). Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation. **Trends in Ecology and Evolution** 18(12):648-656.

SHEPHERD, G.J. (1996). FITOPAC 1: manual de usuário. Campinas: Universidade Estadual de Campinas. 95

SOUSA, W.; ATTAYDE, J. L.; ROCHA, E. S.; SANT'ANNA, E.M.E. (2008). The response of zooplankton assemblages to variations in the water quality of four man-made lakes in semi-arid northeastern Brazil. **Journal of Plankton Research**.

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J.G. (2000). **Diretrizes para o gerenciamento de lagos: gerenciamento da qualidade da água de represas**. Vol. 9, São Carlos: ILEC/IEE. 258p.

TARDIO, M.; TOLOTTI, M.; NOVARINO, G.; CANTONATI, M. (2003). Ecological and taxonomic observations on the flagellate algae characterizing four years of enclosure experiments in Lake Tovel (Southern Alps). **Hidrobiol.**, 502: 285 – 296.

TOLEDO JR., A.P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S.J.; AGUDO, E.G. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processos de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: Congresso Brasileiro De Engenharia Sanitária, 12, 1983, Camboriú. **Anais...** Camboriú, Sciedade de Engenharia Sanitária 1983. p. 1-34.

TOVAR, A.; MORENO, C.; MANUEL-VEZ, M.P.; GARCIA-VARGAS, M. (2000) Environmental implicatios of intensive marine aquaculture in earthen ponds. **Marine Pollution Bulletin**, 40(11): 981-988.

TUNDISI, J.G. (1990). Perspectives for ecological modeling of tropical and subtropical reservoirs in South America. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 52, p. 7-20.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ROCHA, O. (1999). Theoretical basis for reservoir management In: TUNDISI, J.G.; STRASKRABA, M. (Eds.). **Theoretical reservoir ecology and its applications**. Leiden: Brazilian Academy of Sciences, International Institute of Ecology and Backhuys Publishers.

UTERMOHL, H.; (1958). Zur vervollkommer der quantitativen phytoplankton methodik. Mitt in Verein.theor.angew. **Limnol.**, 9:1 – 38 p.

von SPERLING, E.V.; FERREIRA, A.C.S.; GOMES, L.N.L. (2008). Comparative eutrophication development in two Brazilian water supply reservoirs with respect to nutrient concentrations and bacteria growth. **Desalination**, Amsterdam, v. 226, p. 169-174.

WALKER, C. H.; HOPKIN, S.P.; SIBLY, R.M.; PEAKALL, D.R. (1996). **Principles of ecotoxicology**. London: Taylor & Francis, 1996.

WATANABE, W.O.; LOSORDO, T.M.; FITZSIMMONS, K.; HANLEY, F. (2002). Tilápia Production System in the Americas: Technological Advances, Trends, and Challenges. **Rev. Fish. Sci.**, [online], v. 10, n. 384, p. 465-598.

WINKALER, E.U.; SILVA, A.G.; GALINDO, H.C.; MARTINEZ, C.B.R. (2001). Biomarcadores histológicos e fisiológicos para o monitoramento da saúde de peixes de ribeirões de Londrina, Estado do Paraná. **Acta Scientiarum**, v. 23, n. 2, p. 507-514.

YI, Y.; LIN, C.K. (2001). Effects of biomass of caged Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) and aeration on the growth and yields in an integrated cage-cum-pond system. **Aquaculture**, v.195, n.3-4, p.253-267.

CAPÍTULO 1

Efeitos do enriquecimento artificial por N e P sobre o regime de luz subaquático e dinâmica de nutrientes: fatores de estresse em mesoambientes com piscicultura

Artigo a ser submetido à *Acta Limnologica Brasiliensia* (em preparação).

Palavras-chave: mesocosmos, razão Zeuf/Zmix, limitação por nutrientes, piscicultura.

1 INTRODUÇÃO

Estresse e distúrbios são dificilmente separados em condições de campo. Diversos fatores podem ser associados ao estresse e seus efeitos são sempre associados a extremos ambientais ocorrentes dentro do tempo de geração do fitoplâncton ou alterações bruscas na estrutura do ambiente (NASELLI-FLORES et al., 2003). Willen (2003) observou diversos fatores de estresse associados à severidade do clima, acidez extrema das águas e coloração da água marrom-escura.

Atualmente, a preocupação com a conservação e recuperação e de ambientes rasos é crescente, principalmente por serem estes reconhecidamente vulneráveis a interferências antropogênicas e predominantes na paisagem do semiárido nordestino. Em estado prístino, estes lagos apresentam “águas claras” (SCHEFFER, 1998), no entanto, cargas de nutrientes podem alterar tais características promovendo o desaparecimento de macrófitas aquáticas e a ressuspensão dos sedimentos. Desta forma, percebe-se a indução de mudanças na dinâmica do ecossistema, claramente influenciados por ação antrópica (SCHEFFER, 1998). Neste contexto, pode ser a piscicultura uma ação antropogênica de impacto, induzindo o sistema a possíveis mudanças no estado trófico e aumentando a turbidez?

A partir desta pergunta, foi formulada a seguinte hipótese: aumento do aporte de nutrientes provenientes da piscicultura promovem redução da transparência da água e, conseqüentemente limitação por luz e, em contrapartida aumento da concentração de nutrientes.

O objetivo do presente estudo foi avaliar, através de experimentos em mesocosmos os possíveis efeitos da atividade da piscicultura sobre o clima de luz

subaquático e estado trófico, identificando possíveis condições limitantes de luz e nutrientes.

2 MATERIAL E MÉTODOS

Os métodos utilizados para amostragens e determinação das características físicas e químicas estão descritos no item 4.

A transparência da água (m) dos mesocosmos foi calculada através da profundidade de desaparecimento visual do disco de Secchi (Z_{ds}), correspondente a 10% da luz incidente na superfície (COLE, 1983).

O coeficiente de atenuação vertical da luz (k_0) foi calculado por meio da relação $k = 1,7 \times Z_{DS}^{-1}$ (POOLE; ATKINS, 1929), sendo utilizado como medida de estresse (PADISÁK et al., 1990).

A zona eufótica (Z_{eu}) foi calculada empiricamente multiplicando o valor obtido pelo disco de Secchi (10% de incidência de luz) por 2,7 (COLE, 1983). A zona de mistura (Z_{mix}) foi considerada equivalente a Z_{max} dos mesocosmos ($Z_{max}=1$ m). A razão entre Z_{eu}/Z_{mis} foi utilizada como índice de avaliação de disponibilidade de luz na camada de mistura (JENSEN et al., 1994).

Análise descritiva multivariada das variáveis limnológicas foi realizada através de Análise de Componentes Principais (ACP), a partir das matrizes de covariância, com os dados transformados por ranging. Foi realizada a partir das principais variáveis ambientais, evitando-se colinearidade. Os programas utilizados foram o FITOPAC (SHEPHERD, 1996) para a transformação dos dados e PC-ORD, versão 3.0 para Windows (McCUNE; MEFFORD, 1997), para a execução da análise.

3 RESULTADOS

Analisando a temperatura da água nos mesoambientes, a mesma apresentou variação dos valores, tanto temporal quanto entre os distintos tratamentos, não excedendo $\pm 5^\circ$ (Figura 1). As temperaturas no controle (T_1), durante o período de estudo, atingiram valores mínimos de 25°C e máxima de $28,5^\circ\text{C}$. Nos meses de janeiro, fevereiro, março e maio, os mesoambientes T_2 , T_3 , T_4 e T_5 , apresentaram valores mínimos de 25°C e máximos de 30°C . O pH registrou valores entre 5,4 a 8,7,

evidenciando diferenças significativas entre os tratamentos ($p < 0,0001$ e $F = 2.552$). Redução dos valores foi identificada nos tratamentos T₃, T₄ e T₅, a partir da 6ª semana.

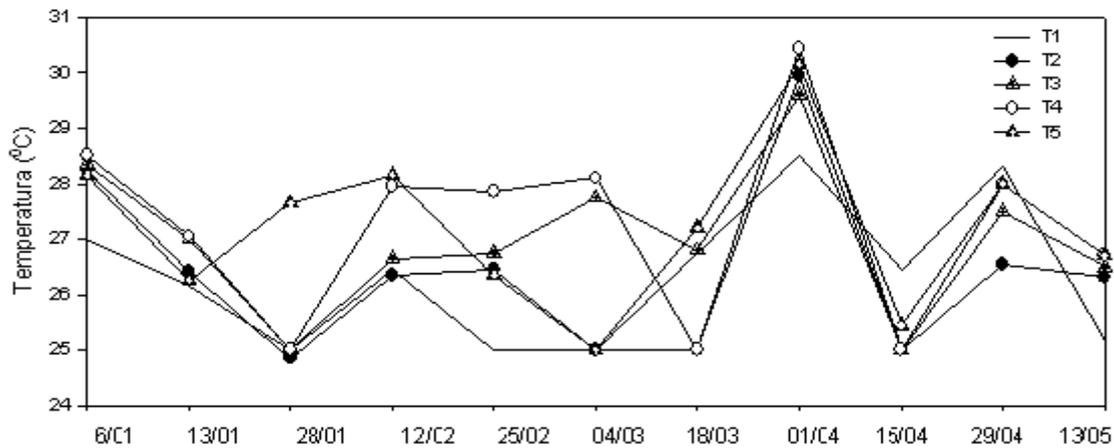


Figura 1: Variação dos valores médios da temperatura (T) nos mesoambientes (T₁, T₂, T₃, T₄ e T₅) durante período de observação.

A concentração média de oxigênio dissolvido apresentou diferenças significativas entre os tratamentos ($p < 0,0023$ e $F = 4.174$), onde os mesoambientes controle apresentaram valores mais elevados em relação aos ambientes fertilizados, com valores entre 1,75 e 2,54 mg.L⁻¹ em T₂, T₃, T₄ e T₅ a partir do 63º dia (Figura 2). A partir do 76º dia, as concentrações de oxigênio nos ambientes com T₃ e T₅ foram inferiores a 2mg. L⁻¹, causando a morte de alguns peixes.

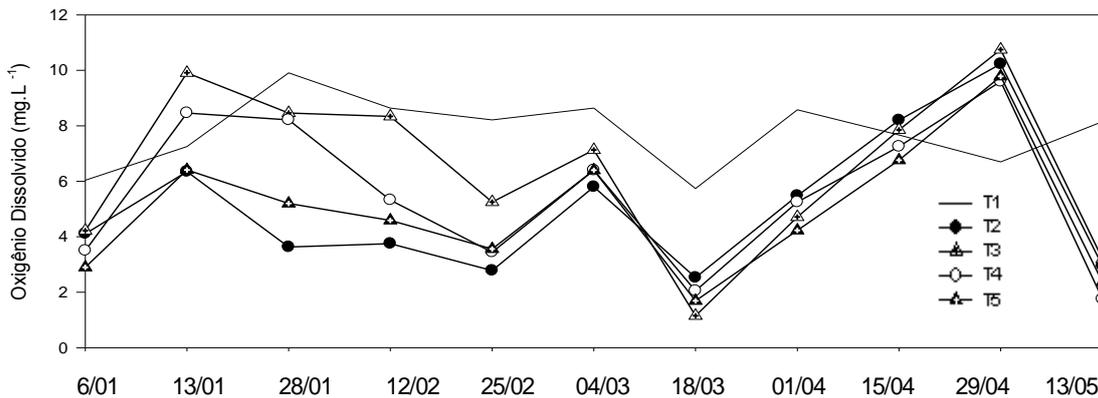


Figura 2: Variação dos valores médios do oxigênio dissolvido (O.D) nos mesoambientes (T₁, T₂, T₃, T₄ e T₅) durante período de observação.

A condutividade elétrica dos mesoambientes controle (T₁) mantiveram-se entre 215,85 e 278,90 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Nos mesocosmos com peixes e sem adubação (T₂), a condutividade aumentou significativamente a partir do 21º dia ($p = 0,00358$ e $F = 2.552$), variando entre 123,55 e 330,55 $\mu\text{S}/\text{cm}$. O mesmo comportamento ocorreu mais rápido e intensamente, á partir do 14º dia, nos mesoambientes com adição de N e P + tilápias (T₃, T₄ e T₅), com valores superiores a 390,00 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ao final do experimento.

Os maiores valores de transparência foram observados nos controles (T₁), durante todo o período amostral. Foram registrados no início do experimento, valores de 0,44m de transparência do disco de Secchi. Á partir do 15º dia, esses ambientes apresentaram valores mais elevados (mínimo de 0,52 m e máximo de 0,84 m). Nos demais ambientes (T₂, T₃, T₄ e T₅) houve redução dos valores ao longo do tempo (inicial de 40 cm e final de 0,12 cm aos 84 dias).

A razão Z_{eu}/Z_{mix} evidenciou limitação por luz ($< 1,0$) nos ambientes com os tratamentos T₂, T₃, T₄ e T₅ nos meses de janeiro a maio, exceto abril. O coeficiente de atenuação (K_0) seguiu o mesmo perfil da Z_{eu}/Z_{mix} e da transparência (Figura 3). Nos mesoambientes controle (T₁) não houve limitação por luz ($Z_{eu}/Z_{mix} > 1,0$) durante todo o período experimental. Altos valores de atenuação de luz (K_0) foram observados em todos os tratamentos (máximo de 16,19 no tratamento T₂), exceto no controle (T₁), onde os valores mantiveram-se abaixo de 3,86.

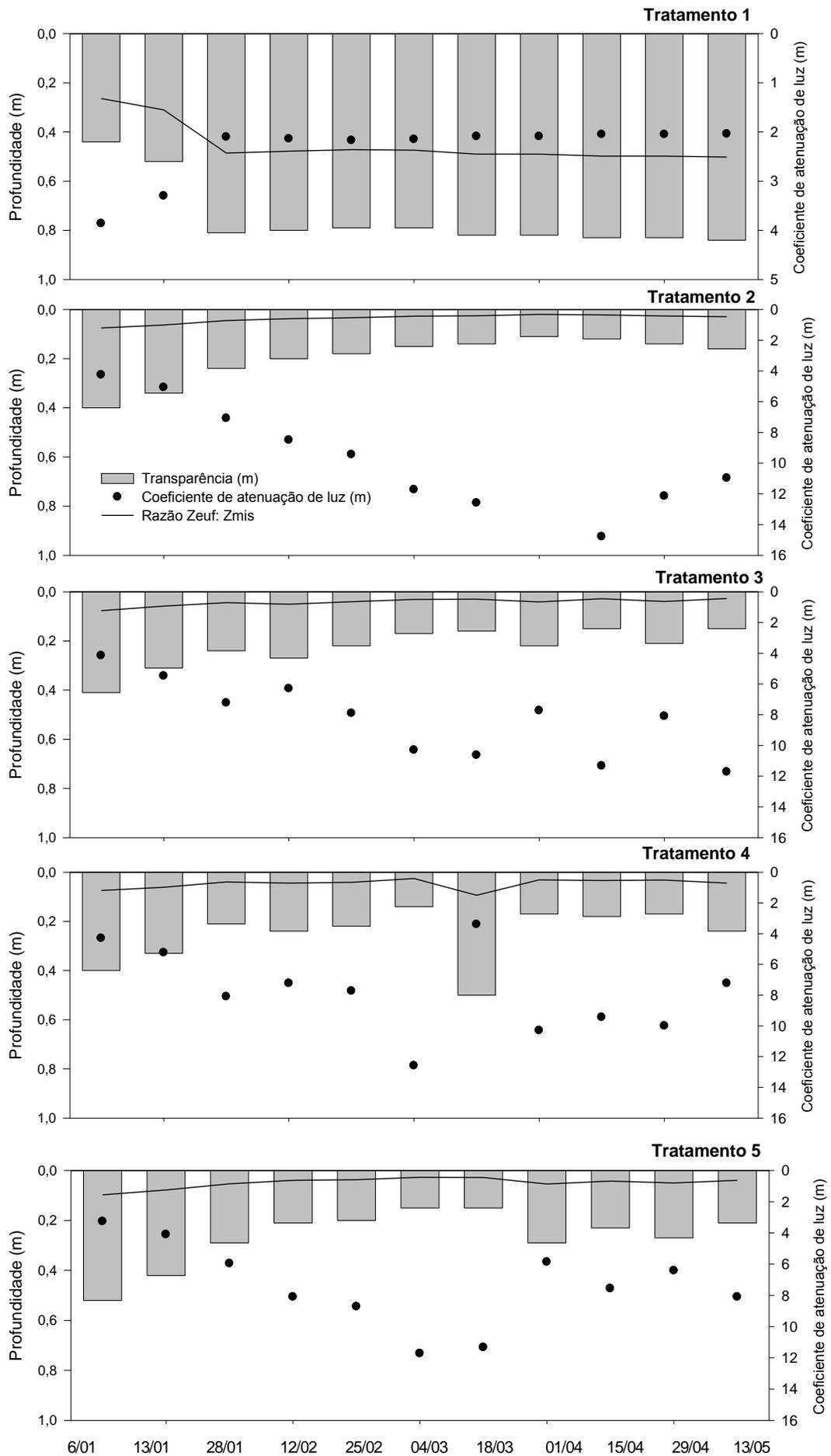


Figura3:Transparência (m) (barras), coeficiente de atenuação vertical de luz (k) (pontos) e Razão Zeuf: Zmix nos tratamentos (T₁, T₂, T₃, T₄ e T₅) durante período de observação.

Em relação a série fosfatada, esses compostos também apresentaram diferenças significativas ($p < 0,0001$ e $F = 16,377$) entre os tratamentos e ao longo do período experimental. As concentrações de fósforo total no T₂ registrou aumento após 4ª semana da inserção dos peixes ($>200\mu\text{g/L}$) (Figura 4a). Nos demais tratamentos as concentrações foram elevadas ($> 400 \mu\text{g/L}$) desde o início do experimento. As concentrações de PSR também foram elevadas nos tratamentos com adubação artificial e introdução dos peixes (Figura 4b).

A série nitrogenada apresentou diferenças significativas ($p= 0,0007$ e $F= 4.931$) entre os tratamentos. O N-amoniacoal foi a forma predominante, seguida de nitrato e nitrito, cujas concentrações apresentaram-se elevadas nos ambientes adubados artificialmente com N e P ($>1200 \mu\text{g/L}$). Esses valores apresentaram tendência a redução á partir da 3ª a 11ª semana. Após 92 dias, houve aumento expressivo dessas concentrações, onde os mesoambientes controle (T₁) apresentaram valores de $342,00 \mu\text{g/L}$ e os demais tratamentos, valores superiores a $4000 \mu\text{g/L}$ (Figura 4c). As concentrações de nitrato aumentaram progressivamente em todos os tratamentos, exceto no controle, atingindo no 72º dia, valores médios entre $103,78$ e $215,72 \mu\text{g/L}$ e no 100º dia, valores médios entre $947,39$ e $962,67 \mu\text{g/L}$, com tendência a redução no final do experimento (Figura 4d). O nitrito se manteve em concentrações baixas apresentando aumento significativo a partir da 9ª semana até o final do experimento nos ambientes com T₂, T₃, T₄ e T₅.

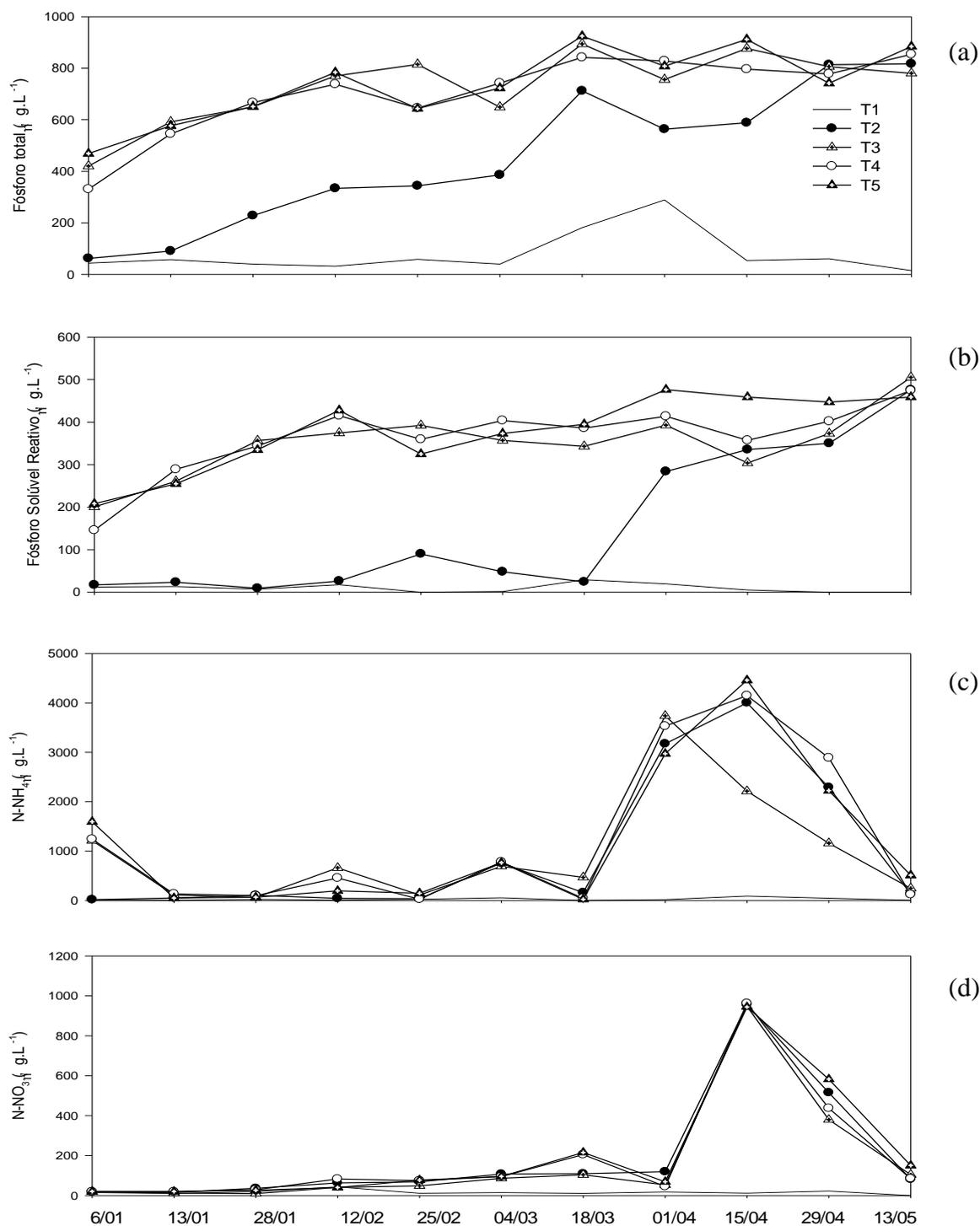


Figura 4: Variação dos valores médios do P-total, PRS, N-amoniacoal e Nitrato nos mesoambientes (T₁, T₂, T₃, T₄ e T₅) durante período de observação.

Os resultados do estado trófico apontam que os mesoambientes controle (T₁) enquadraram-se na faixa de condições mesotróficas, nos meses de janeiro e fevereiro, enquanto que os demais tratamentos (T₂, T₃, T₄ e T₅) registraram condições eutróficas (IETs > 55) (Figura 5).

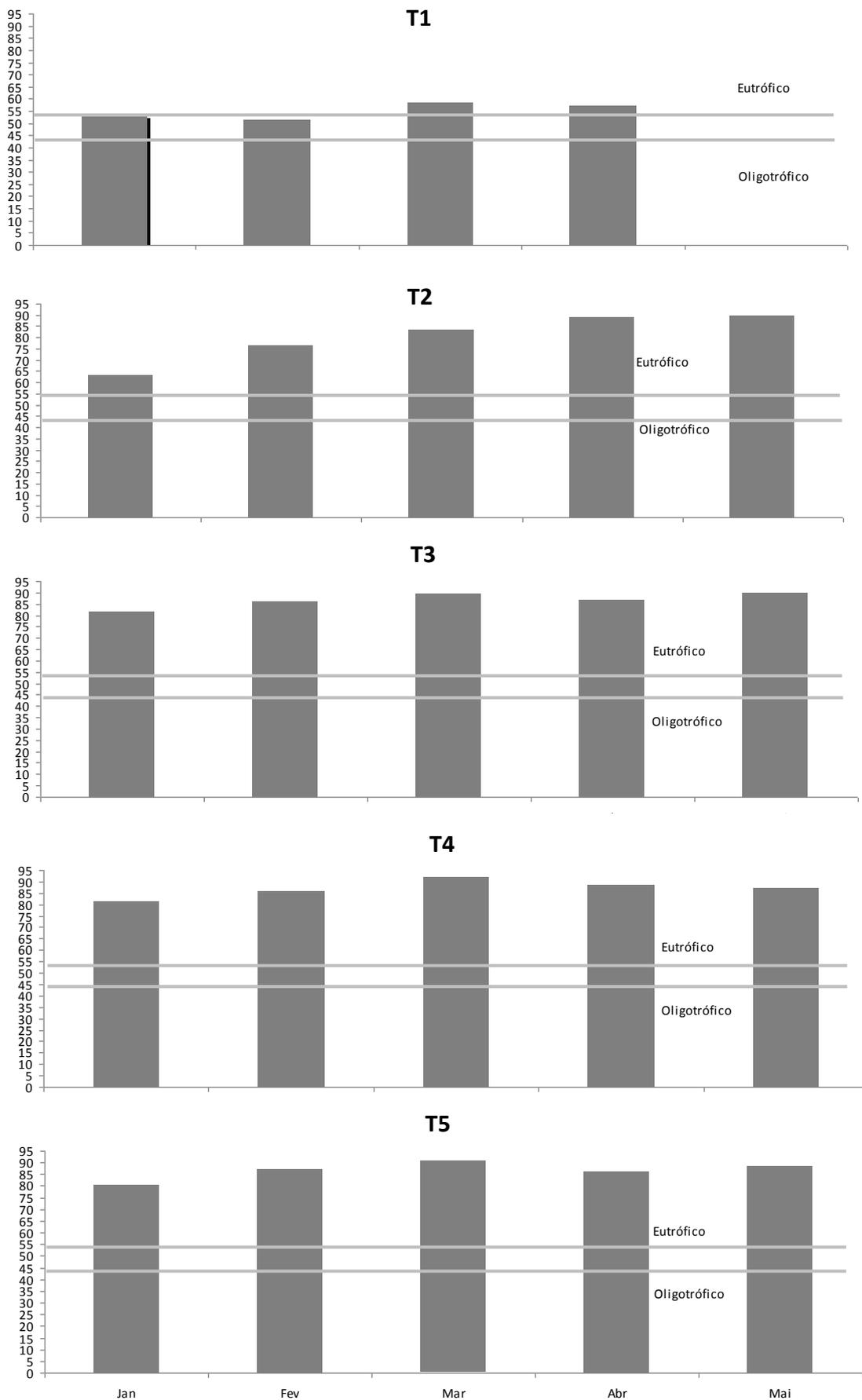


Figura 5: Valores médios dos Índices de Estado Trófico (IET's médio) nos mesoambientes (T₁, T₂, T₃, T₄ e T₅) durante período de observação

Em relação a limitação de nutrientes nos mesoambientes, constatou-se limitação por fósforo (NID/PID >10) nos ambientes (T₁) nas épocas 3,6 e 9. Nas épocas 1,2, 4,7 e 8, a limitação foi por nitrogênio (NID/PID <10). Nos meses de janeiro, fevereiro, março e abril, os mesoambientes T₂, T₃, T₄ e T₅, apresentaram a relação superior ao valor de corte, evidenciando-se limitados por fósforo. No mês de maio, o comportamento foi inverso, ou seja, todos os esses ambientes apresentaram-se limitados por nitrogênio.

O aumento expressivo da biomassa fitoplanctônica, medida como concentração de clorofila – *a*, observado nos ambientes T₂, T₃, T₄ e T₅ ocorreu a partir da 5^a semana (valores iniciais de 32,22 e 98,02 µg/L e finais entre 135,97 e 188,39 µg/L). Ao final do período experimental, as concentrações de biomassa apresentaram-se significativa e positivamente relacionadas com a concentração de fósforo total ($p = 0,6789$ e $\alpha = 0,05$), PSR ($p = 0,5223$ e $\alpha = 0,05$) e nitrato ($p = 0,5505$ e $\alpha = 0,05$).

A figura 6 mostra a ordenação, através da ACP, das unidades amostrais dos tratamentos ao longo dos meses de amostragem. A análise resumiu 72,4% da variabilidade total dos dados em seus dois primeiros eixos. As variáveis (pH, condutividade elétrica, Zeu/Zmix, CO₂ total e P-total) contribuíram de maneira efetiva para a ordenação do primeiro eixo (Tabela 4). Para a ordenação do segundo eixo, pH ($r = -0,37$), condutividade elétrica ($r = -0,34$), oxigênio dissolvido ($r = 0,50$), NT ($r = -0,62$) foram determinantes (Tabela 1).

As unidades amostrais relacionadas ao tratamento controle ordenaram-se do lado positivo do eixo 1 associadas a maior disponibilidade de luz (Zeu/Zmix >1). As unidades amostrais relativas ao mês de abril ordenaram-se do lado negativo do eixo 2 associadas às maiores concentrações de NT e aos altos valores de condutividade elétrica, enquanto as unidades amostrais relativas aos meses de janeiro, fevereiro, março e maio ordenaram-se do lado positivo do mesmo eixo associadas a maiores concentrações de CO₂ total.

Tabela 1. Coeficiente de correlação de Pearson entre as variáveis abióticas dos mesoambientes (T₁, T₂, T₃, T₄ e T₅) nos dois primeiros eixos de ordenação na ACP.

Variável	Legenda do gráfico de ordenação	Eixo 1	Eixo 2
pH	pH	0,4061	-0,3774
Condutividade elétrica	EC	-0,4391	-0,3416
Oxigênio dissolvido	OD	0,1536	-0,5094
Zeú/Zmix	Zeú/Zmix	0,4575	-0,0689
CO ₂ total	CO ₂ T	-0,3074	-0,2868
Nitrogênio Total	NT	-0,2830	0,6260
P-Total	PT	-0,4830	-0,0497

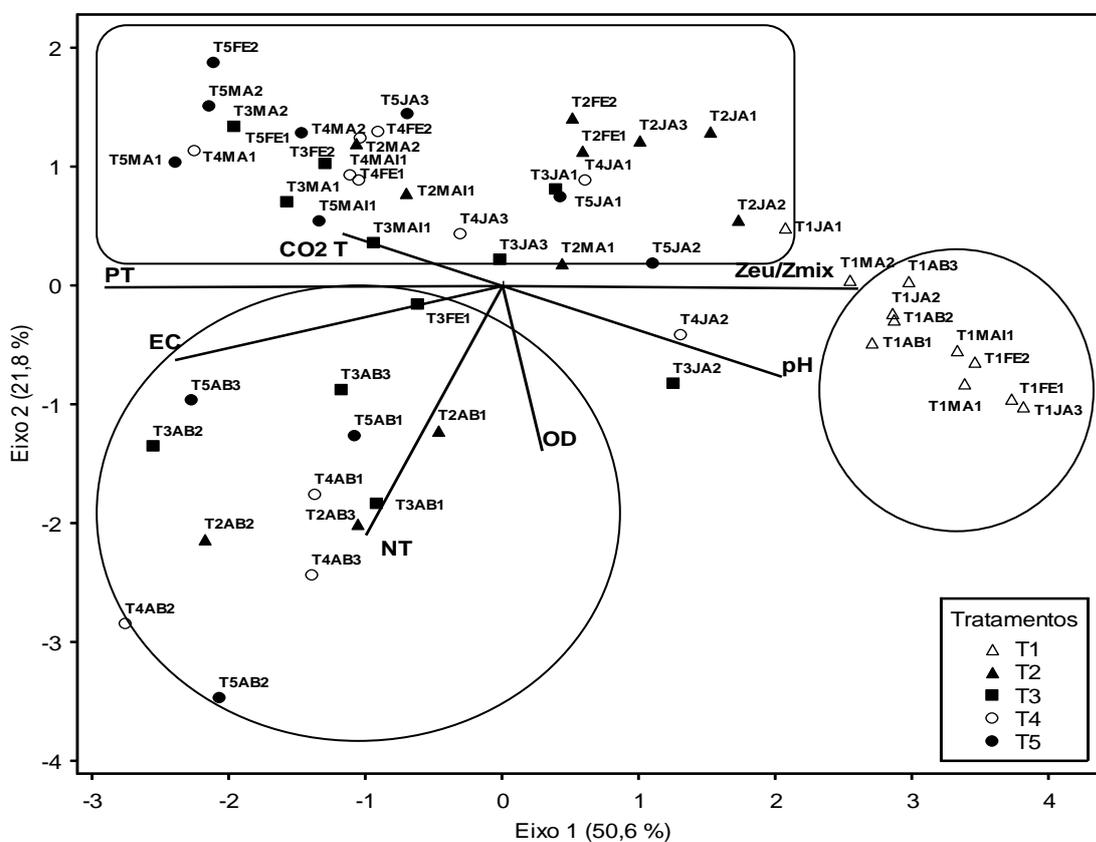


Figura 6: Ordenação pela ACP das variáveis analisadas nos mesoambientes (T₁, T₂, T₃, T₄ e T₅), baseadas nos Fatores I e II em relação ao período de observação.

4 DISCUSSÃO

Hipótese: Aumento do aporte de nutrientes provenientes da piscicultura promove redução da transparência da água e, conseqüentemente limitação por luz.

Nos ambientes controle (T₁), a transparência da água apresentou valores mais elevados durante todo o período experimental, não havendo limitação por luz. Nos demais ambientes (T₂, T₃, T₄ e T₅), os baixos valores de transparência apresentaram forte relação com o aumento dos valores da C.E, relacionados com o incremento das atividades metabólicas dos peixes, a exemplo da *Tilapia rendalli*, *Lepomis macrochirus* e *Colossoma macropomum* como evidenciado em estudos de Figueredo (2000) e também com o revolvimento do sedimento (BARBOSA et al., 2006). De acordo com Gentil (2007), quanto maior o índice de transparência, maior a penetração de luz requerida para realização da fotossíntese.

Mercante et al., (2006), constatou que o fitoplâncton é a maior fonte de turbidez em viveiros de piscicultura, sendo as técnicas de manejo, como adição de ração, uma das práticas que pode potencializar o crescimento fitoplanctônico, diminuindo assim a penetração de luz no sistema. De acordo com estudos realizados por Huszar et al., (2006), em 83 reservatórios brasileiros o efeito da relação entre Z_{eu}/Z_{mix} mostrou que o fator limitação por luz é responsável pelas diferenças no poder preditivo de N e P em relação à biomassa fitoplanctônica.

O aumento na carga de fósforo no tratamento controle (T₁) pode ser visto como resultante da entrada de materiais orgânicos de origem alóctone (restos vegetais ou animais), visto que os mesoambientes foram cobertos com telas perfuradas, com a finalidade de impedir a saída dos peixes, mas que permitiu a entrada destes materiais, os quais iniciavam seus processos de decomposição na água dos mesoambientes. O influxo de nutrientes como o fósforo em ambientes aquáticos seja por processos naturais ou antropogênicos, podem alterar ou perturbar a qualidade dos ecossistemas, bem como a distribuição e composição da comunidade fitoplanctônica (RICKLEFS, 2003). Nos demais tratamentos, as concentrações de fósforo apresentaram-se elevadas, decorrentes de diversos fatores, com destaque para o elevado aporte desse elemento advindo das fertilizações, do arraçamento, do metabolismo dos peixes e da sua liberação na coluna d' água em conseqüência da degradação da matéria orgânica dos organismos mortos, incluindo as algas. Estudos de Kitamura et al., (1999) destacam o revolvimento do

sedimento pelos peixes, o que contribui para que estes nutrientes retornem á coluna d'água em virtude de pouca profundidade dos ambientes.

Em relação à série nitrogenada, o N-amoniacoal foi a forma predominante, seguida de nitrato e nitrito. De acordo com Apha et. al., (1998), o nitrogênio é o primeiro composto produzido na degradação da matéria orgânica. Um importante efeito sobre a concentração de N-amoniacoal foi registrado nos mesoambientes com adição de peixes. Embora esta concentração tenha sido elevada em direção ao final do experimento, essa condição não refletiu nos valores de pH. De acordo com Kubitzka (2003), nos sistemas de criação os fertilizantes nitrogenados (sulfato de amônia, nitrato de amônia, fosfatos e uréia) são os principais contribuintes de nitrogênio na água. Segundo Zimmo et al., (2004), níveis de amônia total (NH_4 e NH_3) acima de 0,5 mg/L de amônia total geralmente são prejudiciais a criação de peixes, podendo levar a incapacidade de transformar a energia alimentar em ATP. Kubitzka (2000) completa que altas concentrações deste composto pode tanto prejudicar o desenvolvimento dos peixes, como aumentar a incidência de doenças e até mesmo causar a morte indireta dos mesmos por intoxicação.

As baixas concentrações de nitrito nos ambientes T₂, T₃, T₄ e T₅ podem ser resultantes das transformações da amônia em ambiente aeróbio (nitrificação) ou pela redução do nitrato em anaerobiose, ou seja, em função das condições de oxido-redução do ambiente (PEREIRA; MERCANTE, 2005).

Evidencia-se que o nitrogênio total e o fósforo total participam efetivamente no desenvolvimento de alguns grupos fitoplanctônicos e apesar de existir inúmeras evidências de que o P é geralmente o elemento limitante em ecossistemas aquáticos, alguns lagos e reservatórios tropicais podem ser mais limitados pela disponibilidade de nitrogênio, corroborado com o resultado obtido no mês de maio em todos os mesoambientes. De acordo com Lewis (2000), essa limitação por nitrogênio em ambientes tropicais, ocorre possivelmente devido a maior quantidade de fósforo nesses ambientes, relacionadas á decomposição da matéria orgânica.

A biomassa fitoplanctônica, representada pela clorofila-*a* apresentou forte associação com as séries nitrogenadas e fosfatadas. De acordo com Reynolds (2000), o crescimento fitoplanctônico depende de dois fatores principais: disponibilidade de luz e de nutrientes. As correlações significativas evidenciadas com as concentrações de clorofila-*a*, podem ser resultante do processo de eutrofização artificial dessas águas com

os nutrientes inorgânicos, as excretas dos peixes e os restos de ração, comportamento também verificado em estudos de González (2000) e Camacho et al., (2003).

Sabendo-se que o IET tem por finalidade classificar os corpos d'água em diferentes graus de trofia, ou seja, avaliar a qualidade da água do ambiente, quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo de algas, foram analisadas as concentrações de P-total, PSR, transparência do disco de Secchi e clorofila-*a*, e calculados os IET's médio nos mesoambientes. Os valores dos obtidos evidenciaram ambientes eutróficos (T₁, T₂, T₃, T₄ e T₅), relacionado com o aumento contínuo de matéria orgânica ocasionado pelo aporte externo de matéria orgânica, pela senescência de elementos do plâncton e pela atividade de piscicultura. De acordo com estudos realizados por Lazarro et al., (2003) em 13 reservatórios do nordeste brasileiro, os peixes podem aumentar a turbidez da água através da ressuspensão do sedimento na procura por alimento e também estimulam as florações algais através do transporte de nutrientes do fundo para a coluna d'água e pelo consumo de zooplâncton.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMERICAM PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. (1998). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19 ed. Washington D.C.: APHA – AWWA – WPCF.

BARBOSA, J. E. L.; ANDRADE, R. S.; LINS, R. P. ; DINIZ, C. R. Diagnóstico do estado trófico e aspectos limnológicos de sistemas aquáticos da Bacia Hidrográfica do Rio Taperoá, Trópico semi-árido Brasileiro. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**. n. 1 . 2º semestre. p.81-89. 2006

CAMACHO, A., WURTSBAUGH, W. A., MIRACLE, M. R., ARMENGOL, X. ; VICENT, E. (2003). “Nitrogen limitation of phytoplankton in a Spanish Karst lake with a deep chlorophyll maximum: a nutrient enrichment bioassay approach”. **J. Plankton Res.**, 25 (4): 397-404.

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

GENTIL, R.C. (2007). **Estrutura da comunidade fitoplanctônica de pesqueiros da Região Metropolitana de São Paulo, SP**. Dissertação de mestrado, Faculdade de Saúde Pública da USP, São Paulo, 134p.

GONZÁLEZ, M.A.S.; JEPPESEN, E.; GOMÁ, J.; SONDERGAARD, M.; JENSEN, J.P.; LAURIDSEN, T.; LANAKILDEHUS, F. (2005). Does high nitrogen loading prevent clear – water conditions in shallow lakes at moderately high phosphorus concentrations? **Freshwater Biology** 50: 27-41

HUSZAR, V.L.M.; CARACO, N.F.; ROLAND, F.; COLE, J. (2006). Nutrients-chlorophyll relationships in tropical-subtropical lakes: do temperate models fit? **Biogeochemistry**.

KITAMURA, P.C.; SILVEIRA, M.A.; FERRÁZ, J.M.G.; BUSCHINELLI, C.C.A.; CASTRO, V.L.S.S.; CHAIM, A.; CORRALES, F.M.; MIRANDA, J.I. (1999). **Diagnóstico agroambiental da microbiota hidrográfica do Taquara Branca-Sumaré, SP**. Jaguariúna: Embrapa-CNPMA, 25p. (Embrapa-CNPMA. Documentos, 17).

KUBITZA, F. **Tilápia: tecnologia e planejamento na produção comercial**. Jundiaí, SP: Fernando Kubitza, 2000. 289 p.

KUBITZA, F. (2003). **Qualidade da água no cultivo de camarões e peixes**. Jundiaí: CPI- USP Editora.

LAZARRO, X.; BOUVY, M.; FILHO, R.A.R.; OLIVEIRA, V.S.; SSALES, L.T.; VASCONCELOS, A.R.M.; MATA, M.R. (2003). Do fish regulate phytoplankton in shallow eutrophic Northeast Brazilian reservoirs? **Freshwater Biology**. v. 48, p.649-668.

LEWIS, W. M. Jr., (2000). Basis for the protection and management of tropical lakes. **Lakes and Reservoirs: Research and Management** 5: 35-48.

MERCANTE, C.T.J.; SILVA, D.; COSTA, S.V. (2006) Avaliação da qualidade da água de pesqueiros da região metropolitana de São Paulo por meio do uso de varáveis abióticas e clorofila. **In: ESTEVES, K.E.; SANT'ANNA, C.L. Pesqueiros sob uma Visão Integrada de Meio Ambiente, Saúde Pública e Manejo**. São Carlos: Rima. p.37-48.

NASELLI-FLORES, L.; PADISÁK, J.; DOKULIL, M.T.; CHORUS, I. (2003). Equilibrium/steady-state concept in phytoplankton ecology. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 502, p. 395-403.

PEREIRA, L.P.F.; MERCANTE, C.T.J.. (2005). A amônia nos sistemas de criação de peixes e seus efeitos sobre a qualidade da água. Uma revisão. **B. Inst. Pesca**. São Paulo, 31 (1): 81 -88.

RICKLEFS, R. E. (2003). **A economia da Natureza**. 5.ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan.

ZIMMO, O. R.; VAN DER STEENB, N. P.; GIJZEN H. J. (2004). Nitrogen mass balance across pilot-scale algae and duckweed-based wastewater stabilization ponds.

CAPÍTULO 2

Estratégias do fitoplâncton em mesoambientes com piscicultura: Efeitos da eutrofização artificial na dinâmica e estrutura funcional

Artigo a ser submetido à *Journal of Limnology* (em preparação).

Palavras-chave: mesocosmos, grupos funcionais, lagos rasos, razão Z_{eu}/Z_{mix} , limitação por nutrientes, piscicultura.

1 INTRODUÇÃO

A fim de se prever os efeitos das mudanças antropogênicas nos corpos aquáticos, tem-se intensificado a busca por esquemas de classificação que possam ser usados para agrupar espécies de acordo com suas respostas a fatores ambientais específicos (LAVOREL et al., 1997). As tentativas de classificar as comunidades por suas características adaptativas e morfológicas são cada vez mais frequentes.

Estudos realizados por Reynolds (1997) a partir da associação entre adaptação das algas, dimensões lineares, forma e relação superfície/volume, definiu-as como: (1) C-estrategistas (invasoras) as algas pequenas que crescem rápido, selecionadas por condições de alta disponibilidade de luz e nutrientes; (2) S-estrategistas (tolerantes ao estresse) as algas unicelulares ou coloniais grandes, que possuem crescimento lento e são aptas a dominar em condições de alta luminosidade e baixas concentrações nutricionais; e (3) R-estrategistas (ruderais) as algas geralmente unicelulares, grandes, de talos alongados, representadas por filamentos ou colônias adaptados a baixa luz e destinadas a frequentes flutuações de luz nas camadas turvas mais profundas, as quais são misturadas por força física externa.

Recentemente, a proposta de um esquema de classificação funcional de espécies do fitoplâncton por Reynolds (1997) e Reynolds et al., (2002) foi testada e aprovada como importante ferramenta de poder preditivo (MARINHO; HUSZAR, 2002; KRUK et al., 2002; FONSECA, 2005), que categoriza espécies com semelhanças morfológicas,

fisiológicas e ecológicas em grupos funcionais nomeados a partir de caracteres alfanuméricos.

O presente estudo tem como objetivo principal avaliar as respostas morfológicas das espécies através dos modelos CRS (Reynolds, 1997) e grupos funcionais (Reynolds et al., 2002) visando identificar as espécies descritoras em mesocosmos com piscicultura. Neste contexto, os mesocosmos representam uma simulação de lagos rasos com processo de eutrofização artificial, gerado pelo aporte da piscicultura.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

Os métodos utilizados para amostragens e determinação quantitativa da comunidade fitoplanctônica estão descritos no item 4.

Critérios para classificação das espécies

- 1. Descritores biológicos:** as espécies que totalizaram biovolume relativo $\geq 5\%$ e densidade total da ordem de 80%.
- 2. Espécies dominantes (LOBO; LEIGHTON, 1986):** as espécies cuja densidade foi $> 50\%$ da densidade total da amostra.
- 3. Hábito ou forma de vida:** unicelular flagelado (UF), colonial flagelado (CF), unicelular não flagelado (UNF), colonial não flagelado, inclusive cenóbios (CNF) e filamentosos (Fi).
- 4. Frequência de ocorrência:** rara (R), comum (CM), constante (CT).
- 5. Estratégias C-R-S (REYNOLDS, 1997, REYNOLDS, 2006).**

Tratamento estatístico dos dados

Foi realizada análise descritiva multivariada das espécies e grupos funcionais dos tratamentos através da Análise de Componentes Principais (ACP), a partir das matrizes de covariância, com os dados transformados por $\text{Log}(x + 1)$. A Análise de Correspondência Canônica (ACC) foi realizada utilizando as principais variáveis ambientais e biológicas obtidas a partir da ACP, evitando-se colinearidade. Os programas utilizados foram o FITOPAC (SHEPHERD, 1996) para a transformação dos

dados e PC-ORD, versão 3.0 para Windows (McCUNE; MEFFORD, 1997), para a execução da análise.

3 RESULTADOS

3.1 Variáveis físicas e químicas

Detalhes sobre a matriz física e química dos mesoambientes estudados estão descritos no capítulo 1.

3.2 Comunidade Fitoplanctônica

A análise da composição da comunidade fitoplanctônica em todos os tratamentos, permitiu a identificação de 83 táxons, distribuídos em 6 classes taxonômicas. As classes mais representativas, em número de espécies, foram distribuídas da seguinte forma: 33 táxons corresponderam a Chlorophyceae (43%), 24 táxons a classe Bacillariophyceae (31%), 9 táxons corresponderam a Euglenophyceae (12%), 5 táxons (7%) foram agrupados na classe Zygnemaphyceae, 1 táxon (1%) correspondeu a classe Chlamydoephyceae, e 5 táxons, equivalente a 6% do total corresponderam a Cyanobacteria.

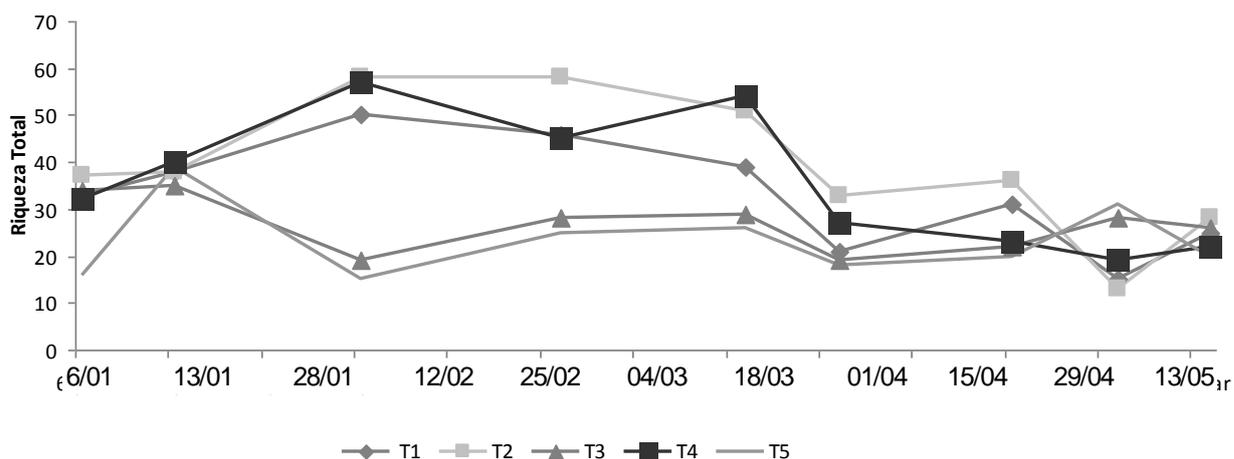


Figura 1: Riqueza total da comunidade fitoplanctônica em todas as condições experimentais durante o período de observação.

A riqueza fitoplanctônica (Figura1) registrou um total de 67 táxons, sendo a classe Chlorophyceae a mais representativa (27 táxons) no T₁ (controle). No tratamento 2 foi observada uma riqueza total de 71 táxons, sendo Chlorophyceae e Bacillariophyceae as classes mais representativas, apresentando 30 e 24 táxons respectivamente. No tratamento 3, assim como no tratamento 2, também houve predomínio de Chlorophyceae e Bacillariophyceae (32 e 20 táxons, respectivamente). Nos ambientes com T₄ e T₅ foram observadas as maiores riquezas fitoplanctônicas do experimento, onde no T₄ registrou-se 72 táxons e, no T₅, 74 táxons. Em ambos houve predomínio de Chlorophyceae, seguido por Bacillariophyceae.

Os valores de densidade foram mais elevados no tratamento 3, sendo a classe Bacillariophyceae a mais expressiva ao longo de todo o período experimental (Figura 2).

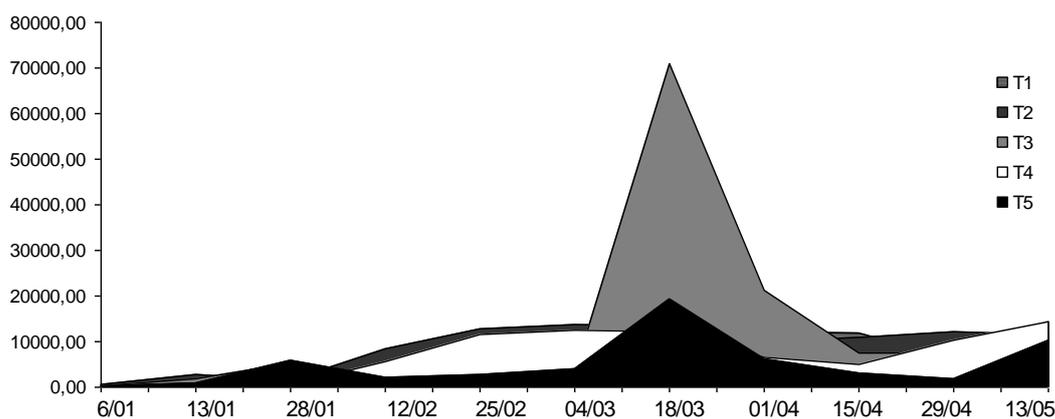


Figura 2: Densidade total por tratamento da comunidade fitoplanctônica durante o período de observação.

No tratamento 1, a classe Bacillariophyceae apresentou maior representatividade ao longo das seis primeiras semanas de estudo, sendo a espécie *Nitzschia aciculares* dominante, representando 50,56% da densidade total desta classe. Após a 7^a semana, este grupo passou a coexistir com outras classes fitoplanctônicas, como Chlorophyceae e Euglenophyceae. Durante este período as espécies mais representativas foram: *Scenedesmus quadricauda* (com 47,70% da densidade total de Chlorophyceae), *Staurastrum leptocladum* (com 99,02% da densidade total de Zygnemaphyceae) e

Trachelomonas hispida var. *coronata* (com 53,74% da densidade total de Euglenophyceae).

Nos mesocosmos com os tratamentos T₂ e T₄, foram observadas as maiores densidades de Cyanobacteria durante o experimento, sendo a espécie *Pseudanabaena limnetica* a principal responsável por esta representatividade. Nos mesocosmos com T₂, *Monoraphidium longiusculum*, *Scenedesmus quadricauda* e *Scenedesmus acuminatus* var. *acuminatus*, foram as principais espécies responsáveis pela elevada densidade algal no início do experimento. Com o avanço do processo de eutrofização, outras espécies passaram a se desenvolver nestes mesoambientes, tais como *Fragillaria capucina*, que foi responsável por grande parte da densidade de Bacillariophyceae a partir da 3ª semana do experimento, 73,50% da densidade total desta classe em T₄.

As Cianobactérias *Pseudanabaena limnetica* e *Dolichospermum* sp. foram as mais representativas ao longo do período de estudo chegando a atingir 50% e 71,43% da densidade total desta classe, respectivamente. No T₄ as espécies mais representativas foram *Monoraphidium griffithi*, *Desmodesmus intermedius* e *Xanthidium trilobum*. Apesar da dominância por parte das espécies de Clorofíceas, a co-existência de euglenofíceas, bacillariofíceas, zygnemafíceas e cianobactérias foram observadas.

Nos mesocosmos com T₅, houve desenvolvimento de diferentes classes fitoplanctônicas (Chlorophyceae, Bacillariophyceae, Euglenophyceae, e Cyanobacteria e Zygnemaphyceae), as quais coexistiram ao longo de todo o período de estudo, sendo *Monoraphidium longiusculum*, *Desmodesmus intermedius* e *Selenastrum acuminatum*, *Fragillaria capucina* e *Trachelomonas* sp. as espécies mais representativas ao longo do período de estudo.

3.3 Biovolume e Grupos Funcionais

A classe com maior representação em relação ao biovolume foi a Bacillariophyceae, com destaque para as espécies: *Amphipelura lendheimeri*, *Fragillaria* sp. e *Gyrosigma kuetzengii*. As espécies *Closterium parvulum* e *Cosmarium* sp., pertencentes a classe das Zygnemaphyceae registraram maiores contribuições no período de abril (Figura 3).

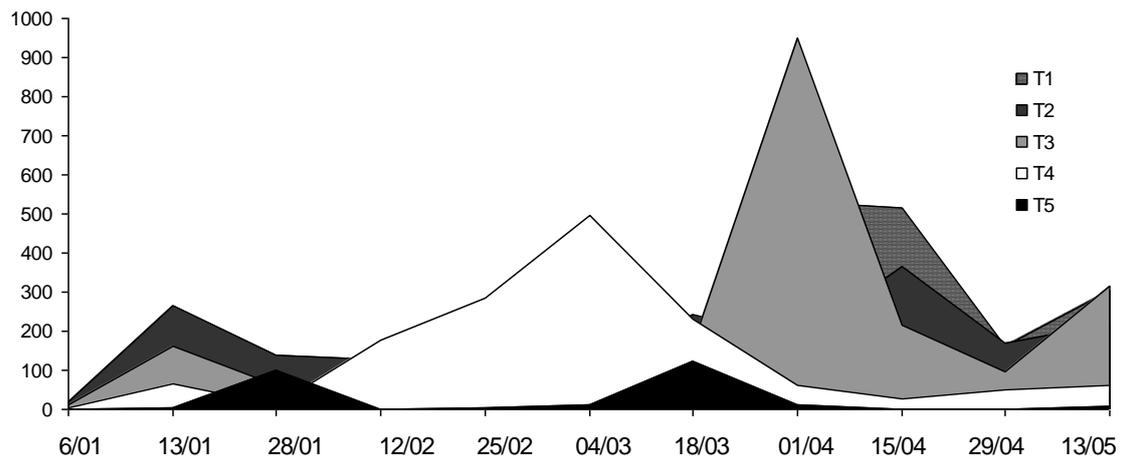


Figura 3: Biovolume total da comunidade fitoplanctônica durante o período de observação.

No ambiente T₂, a classe mais representativa foi a Bacillariophyceae, seguida das classes Zygnemaphyceae, Chlorophyceae e Euglenophyceae (Figura 5). As espécies com maior biovolume foram: *Nitzschia aciculares*, *Fragillaria capucina*, *Staurastrum leptocladum*, *Xantidium trilobum*, *Scenedesmus dimorfus*, *Ankitrosdesmus bernardii* e *Trachelomonas similis*, respectivamente.

Nos mesoambientes T₃, as Euglenophyceae apresentaram aumento da biomassa na segunda quinzena de março e primeira de abril, devido a contribuição da *Lepocinclis sp.* (Figura 3). Nos ambientes T₄ e T₅, as classes contribuintes foram Chlorophyceae (*Scenedesmus incrassulatus var. flexuosus*) e Zygnemaphyceae (*Staurastrum leptocladum*, *Xantidium trilobum*).

Foram definidas 46 espécies de algas descritoras nos mesoambientes a partir das quais definiram-se os grupos funcionais (REYNOLDS et al., 2002) para cada unidade amostral. Os grupos observados nos mesoambientes foram: C, D, G, H₁, J, MP, P, S₁, W₁ e X₁ (Tabela 1).

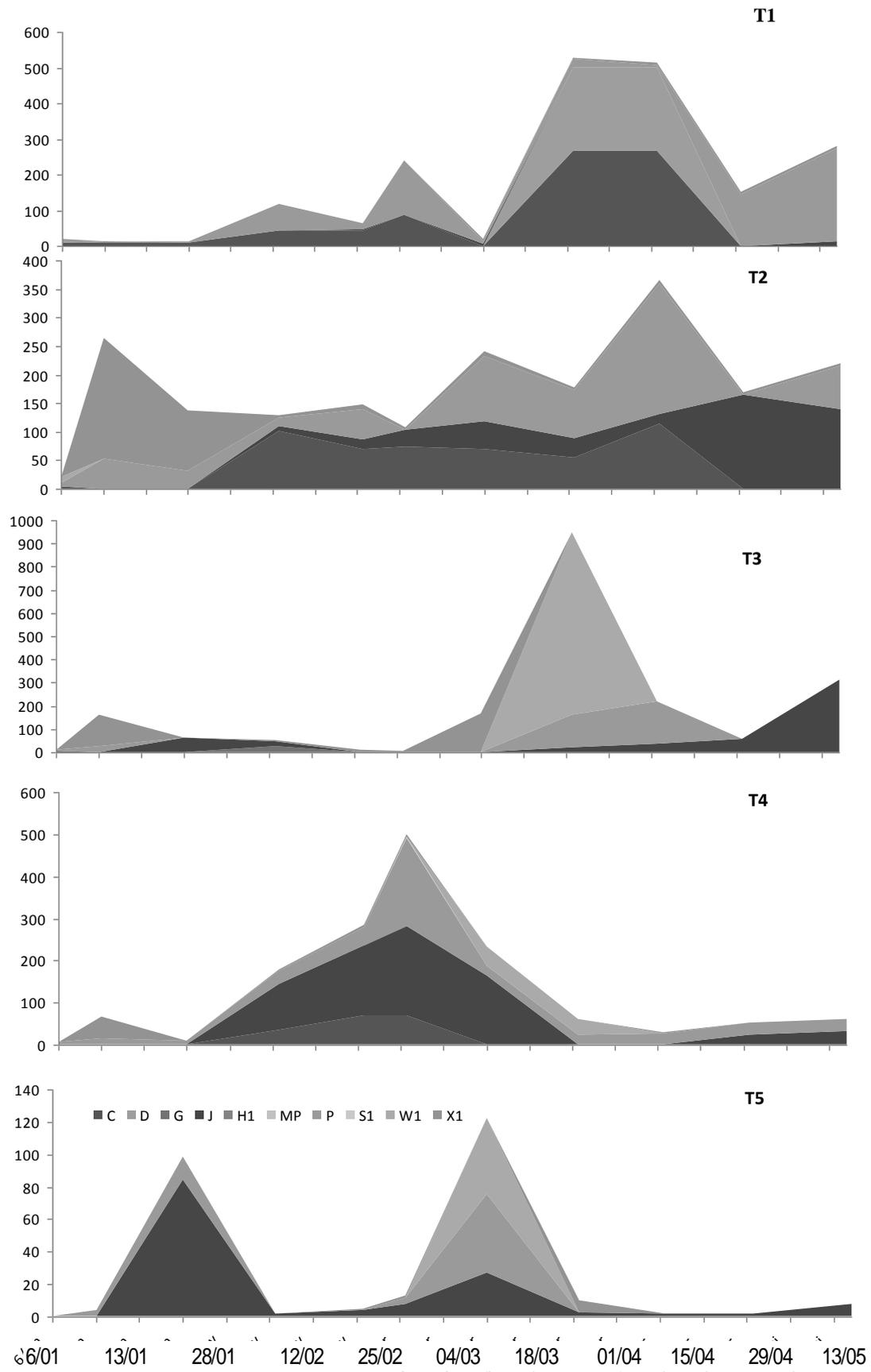


Figura 4. Biomassa dos grupos funcionais do fitoplâncton (mg.L⁻¹) durante o período de observação.

Tabela 1. Espécies descritoras do fitoplâncton, frequência de ocorrência, classificação segundo volume, MDL, estratégia, hábito e grupo funcional nos mesoambientes durante o período de observação.

Espécies	VOLUME CELULAR (μm^3)	MDL (μm)	NÚMERO DE CÉLULAS	RAZÃO S/V	HÁBITO	FREQUENCIA/OCORRÊNCIA	ESTRATÉGIA	GRUPO FUNCIONAL
<i>Actinastrum hanzschii</i> var. <i>fluviatile</i>	5,04	3	5,04	6,06	CNF	C	S	J
<i>Alaucoseira granulata</i>	16,49	21	1	4,10	Fi	C	R	P
<i>Amphipleura lendheimerii</i>	69,10	22	1	2,09	UNF	R	R	C
<i>Ankistrodesmus bernadii</i>	885,52	18	3,48	2,22	CNF	C	S	X1
<i>Ankistrodesmus fusiformes</i>	12,75	2	5,08	4,50	CNF	R	S	X1
<i>Chlorella</i> sp.	65,44	5	1	1,20	UNF	C	C	X1
<i>Ciclotella meneguiniiana</i>	37,69	4	1	1,67	UNF	CTE	S	P
<i>Closterium parvulum</i>	28,27	18	1	3,11	UNF	C	R	P
<i>Coelastrum astroideum</i>	8,37	1	16	6,00	CNF	C	S	J
<i>Coelastrum microporum</i>	16,74	1	32	6,00	CNF	C	S	J
<i>Coelastrum sphaericum</i>	66,88	2	16	3,00	CNF	C	S	J
<i>Cosmarium</i> sp.	282,72	6	2	0,83	UNF	R	S	P
<i>Dictiosphaerium pulchellum</i>	16,72	2	4	3,00	CNF	CTE	S	P
<i>Dolichospermum</i> sp.	12,57	1	24,04	6,00	Fi	C	S	H1
<i>Eudorina elegans</i>	98,91	3	7	2,00	CF	C	S	G
<i>Fragillaria capucina</i>	50,25	16	1	2,13	UNF	CTE	R	P
<i>Fragillaria</i> sp.	21,36	17	1	3,62	UNF	C	R	P
<i>Gomphonema parvulum</i>	9,27	13	1	4,50	CNF	C	R	MP
<i>Gomphonema</i> sp.	16,15	17	1	4,39	CNF	R	R	MP
<i>Gyrosigma kuetzengii</i>	390,00	4	1	0,60	UNF	R	R	P
<i>Gyrosigma</i> sp.	23,00	1	1	2,25	UNF	C	R	P
<i>Lepocinclis</i> sp.	368,60	11	1	0,69	UF	C	SR	W1
<i>Monoraphidium contortum</i>	3,66	14	1	6,02	UNF	CTE	R	X1
<i>Monoraphidium griffithi</i>	3,40	13	1	6,02	UNF	CTE	R	57 X1
<i>Monoraphidium longiusculum</i>	3,14	12	1	6,02	UNF	CTE	R	X1

Espécies	VOLUME CELULAR (μm^3)	MDL (μm)	N° CÉL.	RAZÃO S/V	HÁBITO	FREQUENCIA/OCORRÊNCIA	ESTRATÉGIA	GRUPO FUNCIONAL
<i>Navicula cuspidata</i>	30,62	13	1	2,82	UNF	C	R	P
<i>Navicula nipponica</i>	30,62	13	1	2,82	UNF	C	R	P
<i>Navicula sp.</i>	29,84	19	1	3,11	UNF	C	R	P
<i>Nitzschia aciculares</i>	91,09	29	1	2,07	UNF	CTE	R	C
<i>Nitzschia sp.</i>	80,10	34	1	2,73	UNF	C	R	D
<i>Pediastrum tetra</i>	9,00	3	1	3,33	CNF	C	S	J
<i>Pinnularia acrosphaeria</i>	690,00	23	1	0,82	UNF	R	R	P
<i>Pseudanabaena limnetica</i>	3,92	1	1	4,40	Fi	CTE	R	S1
<i>Scenedesmus aculeolatus</i>	10,47	5	1	2,50	CNF	R	C	J
<i>Selenastrum acuminatum</i>	14,64	7	4	4,76	CNF	CTE	C	J
<i>Scenedesmus bijugatus</i>	31,15	3	4,96	2,69	CNF	CTE	C	J
<i>Scenedesmus denticulatum</i>	8,36	4	4	4,83	CNF	C	C	J
<i>Scenedesmus dimorfus</i>	83,76	5	8	2,50	CNF	CTE	C	J
<i>Scenedesmus gracile</i>	2,09	4	1	4,83	CNF	C	C	J
<i>Scenedesmus incrassulatus var. flexuosus</i>	2010,56	15	4	0,65	CNF	CTE	CS	J
<i>Desmodesmus intermedius</i>	8,36	4	4	4,83	CNF	CTE	C	J
<i>Selenastrum selenastrum</i>	7,45	4	5,56	5,99	CNF	R	C	J
<i>Staurastrum leptocladum</i>	35,34	6	1	1,15	UNF	C	S	P
<i>Staurastrum sp.</i>	6,02	8	1	3,88	UNF	CTE	S	P
<i>Trachelomonas similis</i>	307,86	12	1	0,75	UF	CTE	C	W1
<i>Xanthidium trilobum</i>	169,62	9	2	1,38	UNF	CTE	S	P

Os resultados indicaram autovalores de 0,125 e 0,054, respectivamente, para os eixos 1 e 2. A correlação de Pearson entre ambiente e espécies para estes mesmos eixos (0,754 e 0,580, respectivamente) apontou as estreitas relações entre as variáveis abióticas e as espécies (Tab. 4). O Teste de Monte Carlo mostrou que a ordenação foi estatisticamente significativa ($p < 0,03$) indicando a não-ocorrência de ordenação ao acaso (Figura 5).

Os coeficientes canônicos indicaram que a transparência ($r = 0,45$) e coeficiente de atenuação da luz ($r = 0,41$), seguidas de condutividade elétrica, razão NID:PID e Fósforo solúvel reativa foram as variáveis mais importantes na ordenação do eixo 1. As correlações “intra-set” confirmaram esta tendência ao apontar fósforo solúvel reativo ($r = -0,82$) e transparência da água ($r = 0,65$). O eixo 2 apresentou coeficientes canônicos mais altos para transparência ($r = -0,61$), coeficiente de atenuação da luz ($r = -0,53$), fósforo solúvel reativo e condutividade elétrica ($r = -0,14$). Para o mesmo eixo, as correlações “intra-set” apontaram condutividade elétrica ($r = -0,62$), coeficiente de atenuação da luz ($r = -0,42$) e fósforo solúvel reativo ($r = -0,40$) como as variáveis importantes para a ordenação.

O lado positivo do eixo 1 mostrou associação com as unidades amostrais do Tratamento 1 (Controle), destacando-se neste caso, o grupo funcional C ($r = 1,74$) e P (0,50). Este agrupamento apresentou estreita relação com a transparência da água ($r = 0,65$) e razões NID/PID ($r = -0,82$).

O lado negativo do eixo 1 esteve associado a um agrupamento de espécies predominantemente dos meses de abril e maio, que se relacionou com os maiores coeficientes de atenuação da luz ($r = -0,41$) e concentrações de Fósforo Solúvel Reativo ($r = -0,82$). Entre as unidades amostrais destaque para o grupo funcional J que registrou as maiores correlações ($r = -1,23$). Os demais grupos mostraram-se associados as fases intermediárias do experimento, entre as unidades amostrais onde predominaram meses de Janeiro, fevereiro e março, agrupando-se do lado positivo do eixo 2.

Tabela 2. Coeficientes canônicos e correlações “intra-set” da Análise de Correspondência Canônica (ACC) entre variáveis ambientais e grupos funcionais dos tratamentos.

<i>Variável</i>	Espécies descritoras			
	Coeficiente canônico		Coeficiente de correlação (“intra-set”)	
	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2
Condutividade elétrica	-0,190	-0,140	-0,53	-0,62
Fósforo Solúvel Reativo	-0,118	-0,140	-0,82	-0,40
Disco de Secchi	0,45	-0,61	0,65	0,15
Coeficiente de atenuação de luz	0,41	-0,53	-0,45	-0,42
Razão NID/PID	0,14	0,04	0,54	-0,08

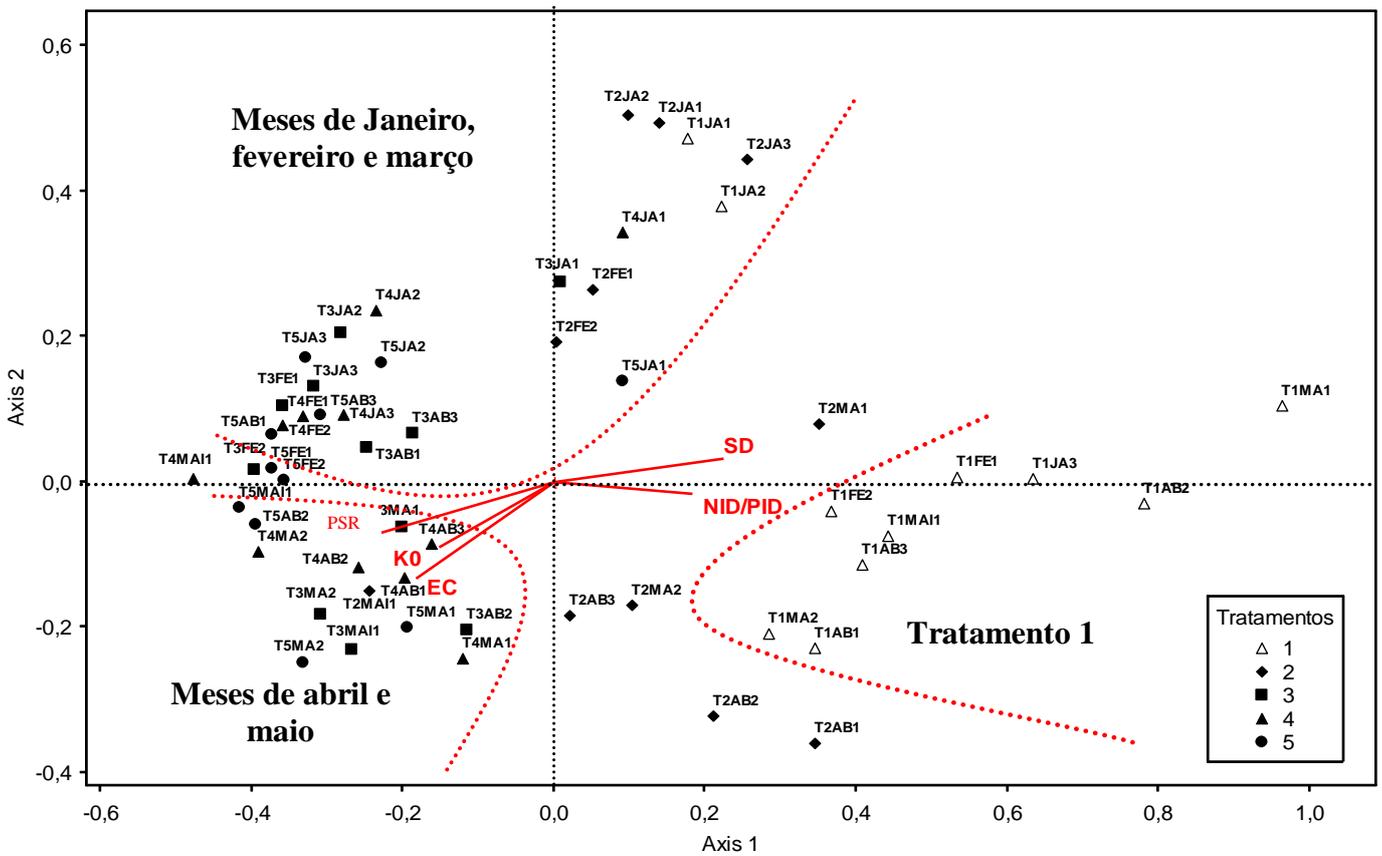
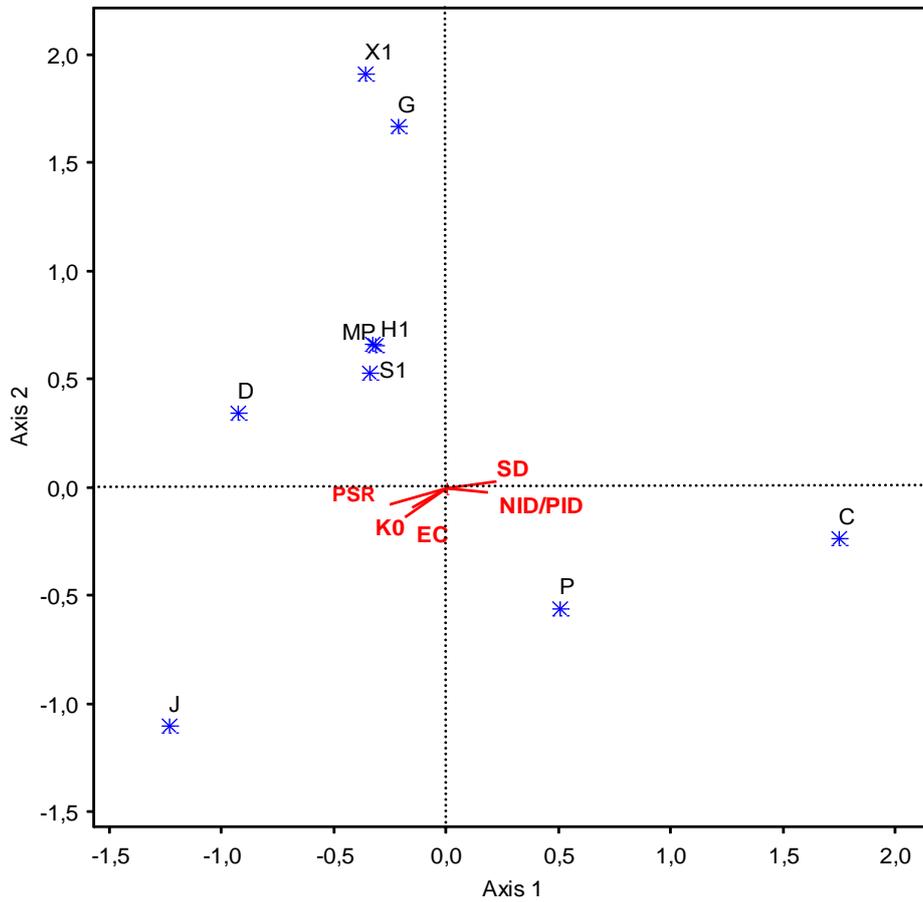


Figura 5. Diagrama de ordenação da ACC das unidades amostrais em função dos grupos funcionais (mg L⁻¹) nos tratamentos e principais variáveis abióticas durante o período de observação.

4 DISCUSSÃO

Hipótese: Aumento de nutrientes, provenientes de aporte de piscicultura, promovem o aumento em biomassa de grupos funcionais típicos de ambientes rasos eutróficos, compostos por cianobactérias.

Ao analisar a composição da comunidade fitoplanctônica, verificou-se que os mesoambientes com T₄ e T₅ apresentaram maiores riquezas justificadas pela grande disponibilidade de nutrientes. Em todos os ambientes, exceto T₁, houve o predomínio das Chlorophyceae, seguido por Bacillariophyceae. A forte presença de Clorófitas nos tratamentos é justificada por esse grupo ser típico de ambientes rasos eutróficos ou hipereutróficos (PADISÁK et al., 2006).

O desenvolvimento da classe Euglenophyceae pode ser associado à baixa transparência da água e elevadas concentrações de matéria orgânica. De acordo com trabalhos de Gentil (2007) e Lunchi;Sipaúba-Tavares (2008), a boa expressividade dessa classe é favorecida pelas elevadas concentrações nitrogênio e fósforo.

Segundo Tell; Conforti (1986), entre as microscópicas formas de vida que habitam corpos aquáticos, os euglenófitos constituem um grupo muito importante numérica e ecologicamente, especialmente em ecossistemas aquáticos que apresentam alto teor de matéria orgânica e fraco movimento de suas águas. Tal constatação é corroborada pelo comportamento heterotrófico verificado até mesmo nos representados pigmentados, que, conseqüentemente, podem fotossintetizar glicídios e/ou fagocitar matéria orgânica contida na coluna d'água (Tell & Conforti, 1986).

Em linhas gerais, as condições ambientais presente nos mesocosmos favoreceram principalmente espécies R-estrategistas, que apresentam elevado MDL e adaptação às condições ambientais de corpos aquáticos do semiárido, dado seus baixos requerimentos de luz (REYNOLDS, 1997) e por serem aptas a explorarem ambientes com águas misturadas (HAPPEY-WOOD, 1988).

De acordo com Weithoff (2003), a diversidade funcional reflete a multiplicidade funcional dentro de uma comunidade ao invés da multiplicidade de espécies, onde as algas com diferentes estratégias ecológicas podem estar bem adaptadas às condições ambientais similares. Nos ambientes estudados, os grupos funcionais refletiram as mudanças experimentadas pela comunidade algal, fornecendo importantes informações

sobre a ecologia dos ambientes, sendo notória a presença de grupos típicos de lagos rasos eutróficos (PADISÁK; CROSSETTI; NASELLI-FLORES, 2009).

Entre os grupos funcionais identificados nos tratamentos, o grupo **J** (que incluiu algas verdes coloniais cenobiais), típico de ecossistemas aquáticos muito enriquecidos, rasos e misturados foi o mais relevante em biomassa em todos os tratamentos.

Nos mesoambientes T_1 a baixa disponibilidade de nitrogênio favoreceu o desenvolvimento de cianobactérias heterocitadas *Dolichospermum sp.* De acordo com Sant'Anna, et al., (2006) ; Chorus ; Bartram, (1999) as cianobactérias são capazes de desenvolver estratégias que as permitem vantagens competitivas sobre determinados grupos fitoplanctônicos, tais como: capacidade de armazenamento de nitrogênio (quando este é limitante no ambiente), crescimento acelerado em períodos com temperaturas mais elevadas e presença de aerótopos que lhes permitem migrar ao longo da coluna de água (BRASIL, 2003). No entanto, apesar da representatividade pontual tais estratégias não foram suficientes para que as cianobactérias fossem dominantes nestes mesoambientes.

A floração de cianobactérias (*Dolichospermum sp.*) **H1** em lagos rasos eutróficos é comum, pois são bem adaptadas as condições de reduzida luminosidade subaquática. A habilidade de fixar nitrogênio pelos heterócitos, além da presença de acinetos o que confere a essas espécies a capacidade de sobreviver em ecossistemas limitados por nitrogênio e com boa disponibilidade de fósforo (REYNOLDS et al., 2002), mantendo seus filamentos na camada eufótica por um longo tempo (BORGES et al., 2008).

A ocorrência da associação **S1** (cianobactéria filamentosa) pode ser justificada pelo estado de águas turbidas e deficiência de luz. Segundo Huszar et al., (2000) dominâncias de cianobactérias não fixadoras de N_2 , as do grupo **S1**, podem ser explicadas pela habilidade para auto-competirem melhor que outros grupos fitoplanctônicos por NH_4^+ .

As associações **C**, **J**, **P** foram as que mais contribuíram com o biovolume durante o período de estudo. Todas estas associações apresentam habilidade de se desenvolver em ecossistemas rasos e misturados. No ambiente controle (T_1), os grupos **C** e **P** apresentaram estreita relação com a transparência da água e as flutuações dos nutrientes (N e P). Esse comportamento é citado por vários autores que atribuem seu sucesso a razão $Z_{eu}/Z_{mix} < 1$ (MELO; HUSZAR, 2000; BURFORD; O'DONOHUE, 2006; NASELLI-FLORES; BARONE, 2007).

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BORGES, P. A. F; TRAIN, S.; RODRIGUES, L. C.(2008). Spatial and temporal variation of phytoplankton in two subtropical Brazilian reservoirs. **Hydrobiologia**, v. 607, n. 1, p.63-74.

BURFORD, M.A.; O'DONOHUE, M.J. (2006). A comparison of phytoplankton community assemblages in artificially and naturally mixed subtropical water reservoirs. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 51, p. 2143-2153.

BRASIL. Ministério da Saúde. FUNASA.(2003). **Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano**. Brasília: Ministério da Saúde.

CHORUS, I. & BARTRAM, J. (1999). Toxic cyanobacteria in water. A guide to their public health consequences, monitoring and management. World Health Organization. London.416 p.

FONSECA, B.M. (2005). **Diversidade fitoplanctônica como discriminador ambiental em dois reservatórios rasos com diferentes estados tróficos no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP**. Tese de Doutorado. São Paulo: Universidade de São Paulo. 208 p.

GENTIL, R.C. (2007). **Estrutura da comunidade fitoplanctônica de pesqueiros da Região Metropolitana de São Paulo, SP**. Dissertação de mestrado, Faculdade de Saúde Pública da USP, São Paulo, 134.

HAPPEY-WOOD, C. M. Ecology of freshwater planktonic green algae.(1988). In: SANDGREN, C. D. (Ed). **Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton**. Cambridge; Cambridge University Pres,. ch. 5,p.175-226.

HUSZAR, V. L. M.; SILVA, L. H. S.; MARINHO, M.; DOMINGOS, P. ; SANT'ANNA, C. L. (2000). Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. **Hydrobiologia**, v. 424, p. 67-77.

HUSZAR, V.L.M.; CARACO, N.F.; ROLAND, F.; COLE, J. (2006). Nutrients-chlorophyll relationships in tropical-subtropical lakes: do temperate models fit? **Biogeochemistry**.

KRUK, C.; MAZZEO, N.; LACEROT, G.; REYNOLDS, C. S. (2002). Classification schemes for phytoplankton: A local validation of a functional approach to the analysis of species temporal replacement. **Journal of Plankton Research**, London, v. 24, p. 901-912.

LAVOREL, S.; McINTYRE, S.; LANDSBERG, J.; FORBES, T.D.A. (1997). Plant functional classifications: from general groups to specific group base on response to disturbance. **Trends in Ecology and Evolution**, 12: 474-478.

LUNCHI,G.B.; SIPAÚBA-TAVARES,L.H.(2008). Qualidade da água fitoplanctônica de um viveiro de piscicultura utilizado para fins de pesca esportiva e irrigação. **B. Inst. Pesca**, 34(1):29-38p.

MARINHO, M. M. ; HUSZAR, V. L. M.(2002). Nitrogen availability and physical conditions as controlling factors of phytoplankton composition and biomass in a tropical reservoir (Southern Brazil). **Archiv für Hydrobiologie**, v. 153, p. 443-468.

MELO,S.; HUSZAR, V.L.M., (2000). Phytoplankton in an Amazonian flood-plain lake (Lago Batata, Brazil): diel variation and species strategies. **J. Plankton Res.** 22(1), 63-76.

NASELLI-FLORES, L.;BARONE, R., (2007). Pluriannual morphological variability of phytoplankton in a highly productive Mediterranean reservoir (lake Arancio, Southwestern Sicily). **Hydrobiologia** 578, 87-95.

PADISÁK, J.; GRIGORSZKY, I.; BORICS, G. ; SORÓCZKI-PINTÉR, É. (2006).Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: The assemblage index. **Hydrobiologia**. v.553, p.1-14.

PADISÁK, J. CROSSETTI, L. O. & NASELLI-FLORES, L. (2009). Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. **Hydrobiologia**.

REYNOLDS, C.S. (1997). **Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory**. Oldendorf: Ecology Institute.

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

REYNOLDS, C.S. (2006). **Ecology of phytoplankton**. Cambridge, Cambridge University Press: 550pp.

SANT'ANA, C. L.; AZEVEDO, M. T.; AGUJARO, L.; CARVALHO, M. C.; CARVALHO, L.; SOUZA, R. C. R.(2006). **Manual ilustrado para identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras**. Rio de Janeiro: Interciencia.

TELL, G.; CONFORTI, V. (1986). **Euglenophyta Pigmentadas de la Argentina**. Stuttgart, J. Cramer. (Bibliotheca Phycologica 75).

WEITHOFF,G. (2003). The concepts of 'plant functional types' and 'functional diversity' in lake phytoplankton- a new understanding of phytoplankton ecology? **Freshwater Biology**, 48:1669-1675.

CAPÍTULO 3

Alterações histológicas no sistema digestório e brânquias de tilápias (*Oreochromis niloticus*) criadas em ambientes eutróficos

Artigo a ser submetido à *Journal of Fish Biology* (em preparação).

Palavras-chave: mesocosmos, piscicultura, alterações histológicas.

1 INTRODUÇÃO

As tilápias são peixes nativos da África, introduzidas nos diferentes continentes e que atualmente se encontram em criações comerciais de quase 100 países. Devido às características de sua fisiologia, biologia reprodutiva, plasticidade genética, desenvolvimento de linhagens domesticadas e facilidade de comercialização, se situam no primeiro plano da aqüicultura mundial (FITZSIMMONS, 2000).

Com a expansão da piscicultura no Brasil a partir da década de 80, observou-se um crescente interesse por parte dos criadores no que diz respeito aos prejuízos econômicos causados pela mortalidade de peixes. No tanque de piscicultura deve haver equilíbrio entre a saúde do hospedeiro, a proliferação de agentes patógenos e as condições do ambiente aquático. Desse modo, a má qualidade de água, a redução de oxigênio dissolvido, alterações bruscas de temperatura, alta densidade de peixes, manejo inadequado ou nutrição desequilibrada são fatores capazes de produzir estresse aos animais, predispondo-os a diferentes infecções bacterianas, fúngicas e parasitárias (LIM et al., 2005).

De acordo com Plumb, (2001); Lima; Leite, (2006), as doenças parasitárias estão entre os problemas mais freqüentes na aqüicultura, comprometendo o desempenho zootécnico dos peixes, além de disseminar agentes patogênicos para o ambiente, gerando prejuízos ao produtor e riscos à saúde pública.

De acordo com especialistas em poluição ambiental e em ictiologia o estudo do fígado e outras estruturas (intestino e brânquias) são reconhecidos como método rápido e válido para verificar conseqüências da contaminação dos recursos hídricos em peixes

(SANTOS, 2003). Neste sentido, o presente estudo objetivou avaliar as alterações histológicas causadas aos peixes pela exposição direta em ambientes rasos eutrofizados.

2 MATERIAL E MÉTODOS

Os métodos utilizados para amostragens estão descritos no item 4.5.

Etapas da inclusão, montagem e coloração das lâminas:

1ª – Desidratação: extração da água utilizando concentrações crescentes de etanol (70 – 100%).

2ª – Clareamento: retirar o etanol e deixar o material translúcido, utilizando Xilol (100%) e Xilol + Parafina.

3ª- Microtomia: cortes de 1 -10 μm

4ª- Coloração: realizada em 4 etapas: 1- Reidratação; 2- Coloração; 3- desidratação e clareamento; 4 – montagem da lâmina. Os corantes utilizados foram: Hematoxilina (corante básico – visualização núcleo); Eosina (corante ácido – visualização citoplasma) e Tricômio de Masson.

Para a análise histoquímica, utilizou-se o ácido periódico de Schiff (PAS), com a finalidade de detectar glicoconjugados neutros e diagnosticar a presença de glicogênio.

3 RESULTADOS

Nos animais do tratamento controle (T_2) os hepatócitos se apresentaram como células grandes, com núcleo grande e arredondado com nucléolo evidente e citoplasma vacuolizado. Os vacúolos representaram gotículas de lipídeos ou de material energético de reserva. Nos fígados dos animais nos tratamentos T_4 e T_5 , os hepatócitos foram menores e menos vacuolizados quando comparados aos hepatócitos das tilápias em T_2 . A relação fígado/ peso total nesse tratamento (T_5) também foi maior, entretanto a diferença não foi significativa ($p < 0,05$).

A análise histológica do fígado dos animais que vieram a óbito, após 120 dias, nos ambientes com tratamentos T_2 , T_4 e T_5 demonstrou que o fígado destes também foi

positivo ao PAS, no mesmo nível dos animais dos T₂ e T₄ após a despesca. Nos fígados desses animais que vieram a óbito foi observado sinusóides dilatados e congestionados, hepatócitos com forma irregular e massiva morte hepatocitária, denotando insuficiência hepática (Figura 1). No T₅ o fígado dos animais foi menos positivo para PAS (menos glicogênio no fígado), verificando-se maior positividade nas áreas de veias hepáticas e veias portas do que nas de ducto biliar (Figura 2)

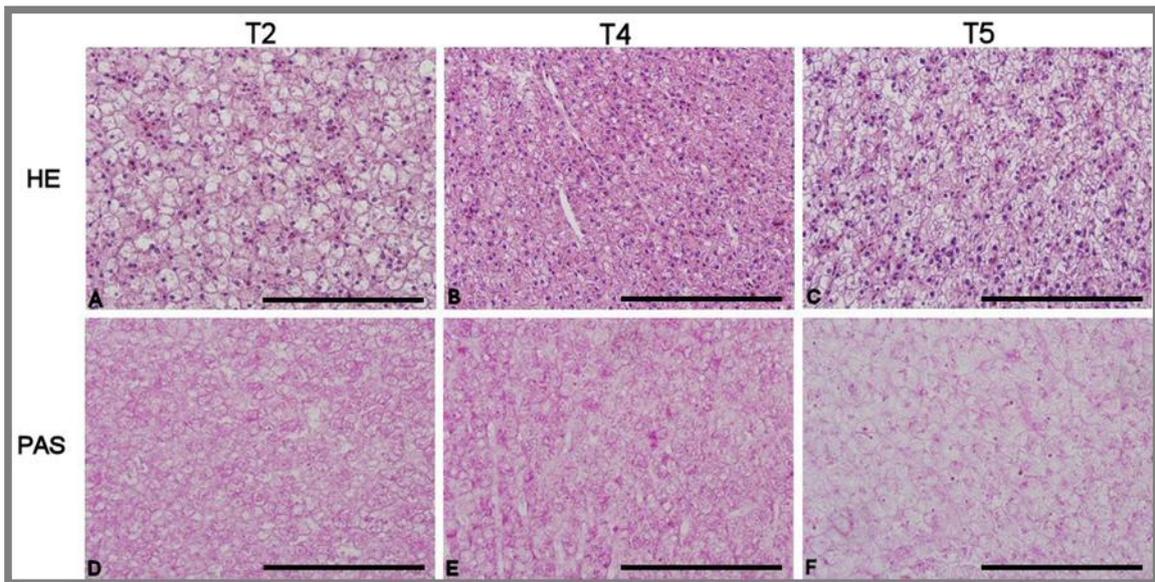


Figura 1: Fotomicrografias de fígado das tilápias em T₂, T₄ e T₅. (A ,B e C) - Visualização dos hepatócitos vacuolizados (T₂) e hepatócitos de T₄ e T₅-**Coloração de hematoxilina-eosina (HE)**; (D, E e F) - Visualização do fígado dos animais-**Coloração com Ácido Periódico de Schiff (PAS)**. Barra: 200 µm.

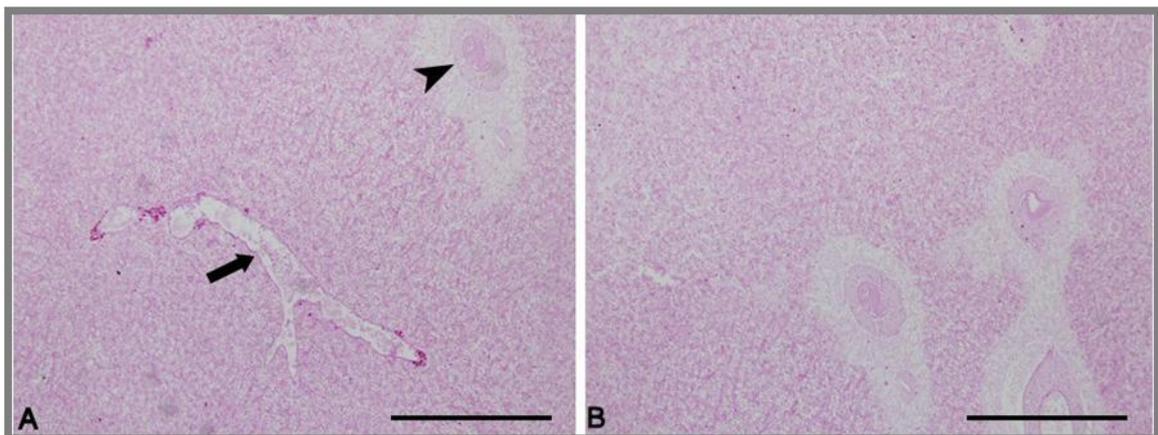


Figura 2: Fotomicrografias do fígado das tilápias no mesoambiente T₅. (A) Visualização da região ocupada pelos ductos biliares (menos positiva ao PAS) e veia porta (seta), (B) Visualização dos ductos biliares com suas regiões adjacentes pouco positivas ao PAS. Barras: 500 µm.

Os intestinos das tilápias nos ambientes com T₄ e T₅ apresentaram lúmen maior do que em T₂, e intermediário aos do ambiente com T₄. Os animais dos mesoambientes com T₅ apresentaram mais vilos e vilosidades e possuíam mais células caliciformes em sua extensão. Além disso, os exemplares submetidos a esse tratamento apresentaram células maiores e com maior quantidade de secreção (mucina) em cada célula, evidenciados pela maior positividade dessas células ao PAS, que cora glicoproteínas

Em algumas amostras de intestinos dos exemplares de T₂ (controle) foram encontrados vacúolos epiteliais. Esses vacúolos seriam cistos de parasitas (macrogametas de nematóides).

Em T₂, quando analisados os intestinos com a coloração de Tricômio de Masson verificou-se que estes estavam menos corados pela cor vermelha, já o intestino dos animais em T₅ foram os mais positivos a essa coloração, havendo maior absorção de nutrientes.

A análise histológica dos intestinos dos animais que vieram a óbito nos diferentes grupos mostrou que os estes apresentavam menos pregas, vilos e vilosidades, o que indicaria baixa absorção de nutrientes. Esses intestinos também continham poucas células caliciformes, vilosidades com epitélio lesado e cistos de parasitas (Figura 3 e 4).

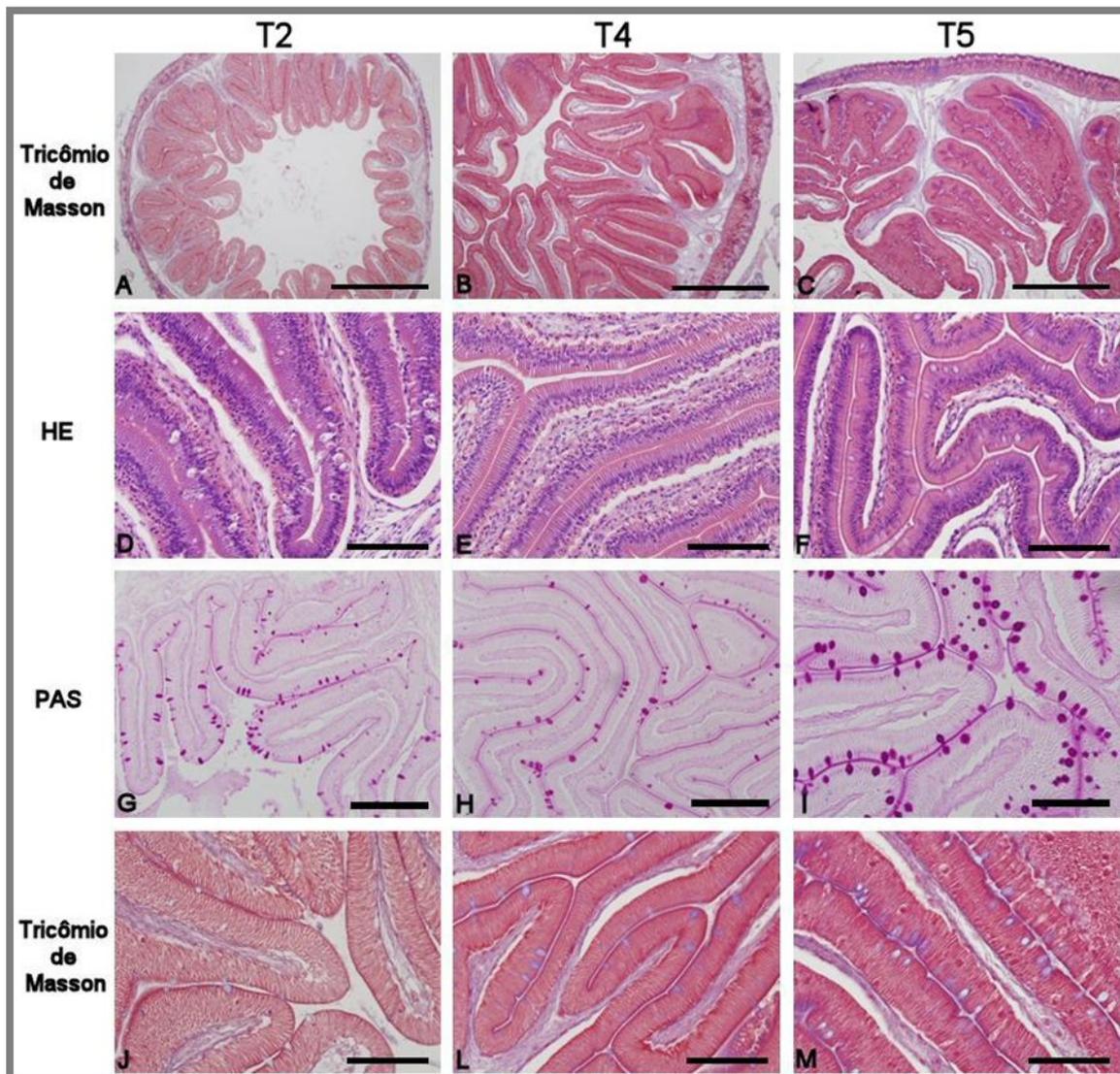


Figura 3: Fotomicrografias do intestino das tilápias em T₂, T₄ e T₅. (A, D, G e J) Fotomicrografias intestino dos animais submetidos ao T₂ (Controle); (B, E, H e L) Fotomicrograficas - intestino dos animais submetidos ao T₄; (C, F, I e M) Fotomicrografias intestino dos animais submetidos ao T₅. (A, B, C, J, L e M)-Coloração de Tricômio de Masson; (D, E, F)-Coloração de hematoxilina-eosina (HE); (G, H e I)-Coloração com Ácido Periódico de Schiff (PAS).

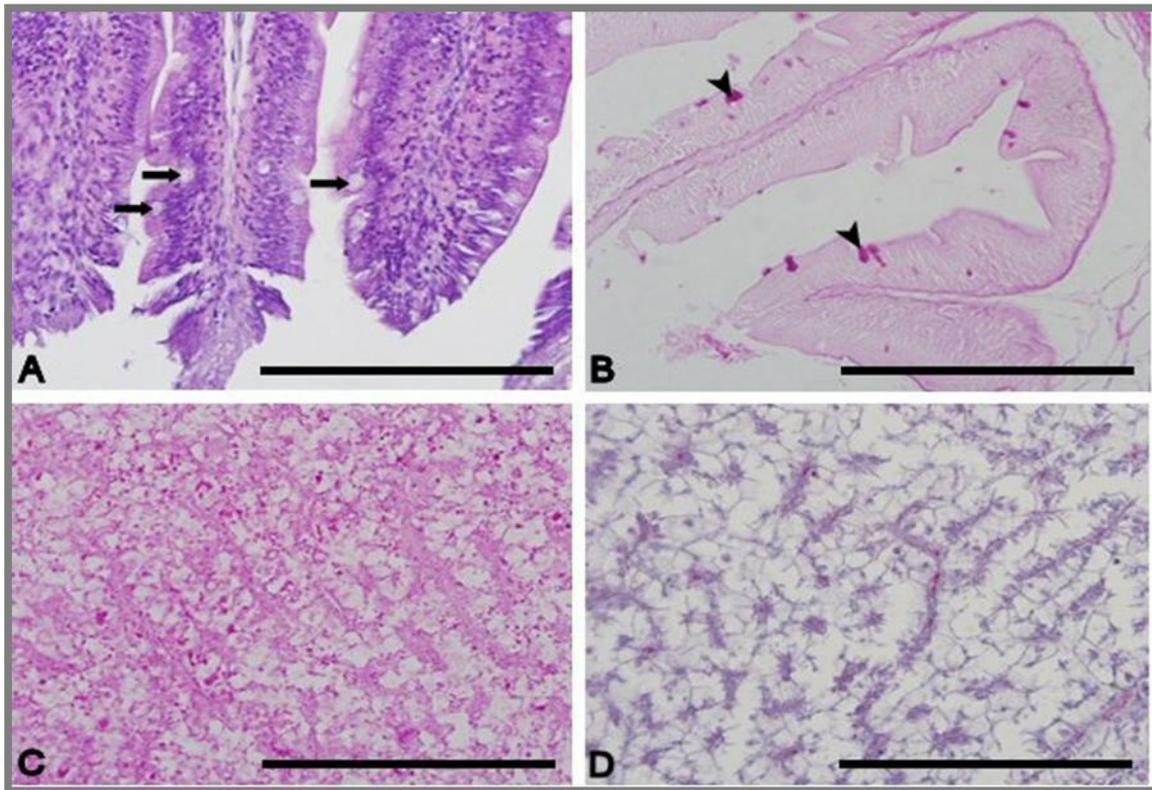


Figura 4: Fotomicrografias de intestino e fígado representativas de tilápias que vieram a óbito em T₂, T₄ e T₅. **A)** Visualização intestino com lesões epiteliais e cistos de parasitas (seta)-Coloração de hematoxilina-eosina (HE). Barra: 200 μm. **B)** Visualização do intestino com poucas células (ponta de seta)-**Coloração com Ácido Periódico de Schiff (PAS)**. Barra: 200 μm. **C)** Visualização do fígado (positivo ao PAS). Barra: 200 μm. **D)** Visualização dos hepatócitos vacuolizados e com necrose maciça-Coloração de HE. Barra: 200 μm.

As brânquias dos animais dos diferentes tratamentos apresentaram lamelas secundárias individualizadas nos 3 tratamentos (T₂, T₄ e T₅), entretanto alguns animais do T₂ apresentaram infestação parasitária nas mesmas e alguns animais do T₅ apresentaram hiperplasia das lamelas secundárias com fusão parcial das mesmas (Figura 5).

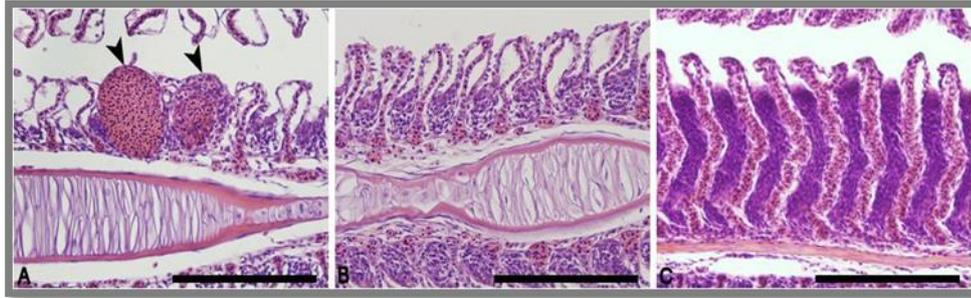


Figura 5: Fotomicrografia das brânquias das tilápias em T₂, T₄ e T₅. **A)** Brânquia da tilápia com cistos de parasitas (pontas de setas) entre as lamelas secundárias. **B)** Lamela primária e lamelas secundárias. **C)** Lamelas secundárias da brânquia com hiperplasia lamelar causando parcial fusão das lamelas. **Coloração de Hematoxilina-eosina (HE).** Barra: 200 µm.

4 DISCUSSÃO

Hipótese: Os altos níveis de N e P favorecem a depleção de oxigênio nos sistemas de criação, ocasionando alterações nas brânquias dos peixes seguidas de episódios de morte maciça e alterações hepáticas.

Segundo especialistas em poluição ambiental e em ictiologia o estudo do fígado e outras estruturas podem utilizadas para verificar as conseqüências da contaminação dos recursos hídricos em peixes (SANTOS 2003). Este órgão é passível de processos patológicos, alvo de parasitoses e de neoplasias (OKHIRO; HINTOL, 2000) especialmente em peixes que vivem em águas poluídas (COUCH; HARSHBAGER, 1985).

Nos fígados dos animais dos T₄ e T₅, os hepatócitos apresentaram-se menores e menos vacuolizados do que os hepatócitos do T₂. Em experimento envolvendo a hepatectomia parcial do fígado de bagre africano (*Clarias gariepinus*), essas características eram observadas após a hepatectomia, momento esse na qual havia pico de proliferação celular (SANTOS, 2003).

No T₅ o fígado dos animais é menos positivo para PAS (menos glicogênio no fígado). O fígado sadio é menos positivo à PAS, quando comparado com fígado com alguma patologia (GUERRA et al., 2009). Também no T₅ verifica-se maior positividade nas áreas de veias hepáticas e veias portas do que nas de ducto biliar. Vale ressaltar que o sangue que chega pela veia hepática ao fígado percorreu todo trato digestório, sendo assim é um sangue mais rico em nutrientes, o que explicaria a maior positividade ao PAS próximo a essas regiões. Uma vez que a positividade ao PAS representa maior

acúmulo de glicogênio, a menor positividade ao PAS no fígado dos animais do T₅ pode indicar uma destinação do estoque de glicogênio hepático para o crescimento dos animais.

Os resultados obtidos demonstram uma maior positividade das células caliciforme ao PAS, que cora glicoproteínas. O fato de apresentarem mais vilosidades faz com que esses animais tenham uma superfície maior para absorção de nutrientes e consigam ganhar mais peso. Esta maior superfície de absorção, principalmente encontrada no T₅, contribuiu com uma maior metabolização hepática, levando a um aumento hepático e maior ganho de peso dos exemplares, o que aconteceu durante o período de observação. Essa maior quantidade de células caliciformes e o maior conteúdo de secreção possibilitam que o bolo alimentar passe pelo trato intestinal com maior facilidade evitando constipações e protegendo a mucosa intestinal de danos causados por jejum ou agentes patogênicos (GOMIDE-JUNIOR, 2004).

Em alguns intestinos dos animais dos mesoambientes T₂ (controle) foram encontrados cistos de parasitas (macrogametas de nematóides). Esses achados podem suportar os achados de Gomide-Júnior (2004), que sugerem que a maior produção de muco intestinal (encontrado no T₅) pode proteger a mucosa intestinal de danos causados por agentes patogênicos.

A análise histológica dos intestinos dos animais que vieram a óbito nos diferentes grupos demonstrou intestinos com menos pregas, vilos e vilosidades, o que indicaria baixa absorção de nutrientes e a presença de parasitos, relacionados com os níveis de proteína bruta na ração (BRACCINI et al., 2007). Outro fator que favorece a reprodução desses parasitos é a incubação dos ovos e à proteção das larvas da tilápia do Nilo que é feita na boca (EL-SAYED, 2006).

Segundo Garcia-Santos et al., (2007), as alterações morfológicas das brânquias, em resposta a mudanças ambientais, podem representar estratégias adaptativas para conservação de algumas funções fisiológicas. Assim, os tipos de lesões histopatológicas observadas neste estudo indicam que os peixes estão respondendo aos efeitos de agentes tóxicos presentes na água e sedimento.

Quando analisado as brânquias, dos animais nos diferentes tratamentos experimentais, foi constatado que elas possuíam lamelas secundárias individualizadas, entretanto alguns animais do T₂ apresentaram infestação parasitária nas mesmas; e alguns animais do T₅ apresentaram hiperplasia das lamelas secundárias com fusão parcial das mesmas, fato que pode estar relacionado com a presença de parasitas,

favorecidos pela estocagem e a deterioração na qualidade da água dos mesoambientes (MACPHEE, 2001).

A elevação epitelial é uma das primeiras alterações que ocorrem quando o animal está sob algum tipo de estresse. De acordo com estudos de Garcia-Santos et al., (2007) o epitélio lamelar se separa da lamela, formando um espaço que pode ser preenchido por água, podendo levar à formação de um edema. As alterações do tipo elevação epitelial podem servir como defesa, com o aumento da distância de difusão entre a água e o sangue interferindo, entretanto, na eficiência das trocas gasosas e transporte iônico.

Em relação às infestações parasitárias, estudos de Zanoló; Yamamura (2006) reportam que estas ocorrem com maior frequência em sistemas intensivos de criação de tilápias. Esses processos estão relacionados ao ambiente eutrofizado, com má qualidade de água, com baixos teores de oxigênio, falta de renovação e poluição orgânica nos tanques com altas densidades de cultivo (ARANA, 2004; MARTINS, 2004).

A gravidade das lesões provocadas pelos parasitas depende de vários fatores como o grupo do parasita em questão, a sua localização e o modo particular como atuam sobre o hospedeiro sendo as lesões branquiais particularmente importantes, uma vez que esse órgão reage fortemente à presença de parasitas provocando, assim, uma acentuada proliferação celular implicando na diminuição ou perda da respectiva atividade respiratória, o que, nos casos mais graves, pode provocar a morte do hospedeiro por asfixia (ZANOLLO ; YAMAMURA, 2006), fato ocorrido em alguns exemplares após o 76° dia de experimento.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARANA, L.V. (2004). **Fundamentos de aqüicultura**. Florianópolis:USFC, 348p.

BRACCINI, G.L.; VARGAS, L.; RIBEIRO, R.P.; TAKEMOTO, R.M.; LIZAMA, M.A.P.; FÜLBER, V.M. (2007). Ectoparasitos de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*), das linhagens Chitralada e GIFT, em diferentes densidades e alimentadas com dois níveis de proteína. **Acta Scientiarum: Animal Sciences**, v.29, n.4, p. 441-448.

EL-SAYED, A.-F.M. (2006). **Tilapia culture**. Wallingford: CABI Publishing, cap. 8, p.139-159.

FITZSIMMONS, K. Tilapia: the most important aquaculture species of the 21st century. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON TILAPIA AQUACULTURE (ISTA), 5. (2000), Rio de Janeiro. **Anais...**Rio de Janeiro: ISTA, 2000. v.1, p.3-8.

GARCIA-SANTOS, S.; MONTEIRO, S.M.; CARROLA, J.; FONTAINHAS-FERNANDES, A. (2007). Alterações histológicas em brânquias de tilápia nilótica *Oreochromis niloticus* causadas pelo cádmio. **Arq. Bras. Med. Vet. Zootec.**, v.59, n.2, p.376-381.

GOMIDE-JUNIOR, M.H.; STERZO, E.V.; MACARI, M.; BOLELLI, I.C. (2004). **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.33, p.1500-1505.

GUERRA, R.R.; TROTTAL, M.R.; PARRA, O.M. ; AVANZO, J.L.; BATEMAN, A, A.; ALOIAL, T.P.A.; DAGLI, M.L.Z. HERMANDEZ-BLAZQUEZ, F.J. (2009). Modulation of extracellular matrix by nutritional hepatotrophic factors in thioacetamide-induced liver cirrhosis in the rat. **Brazilian Journal of Medical and Biological Research** 42:1-8.

LIMA, L.C.; LEITE, R.C. (2006). Boas coletas garantem bons diagnósticos. **Panorama da Aqüicultura**, v.16, n.96, p.24-29.

LIM, C.; AKSOY, M.Y.; KLESIUS, P.H. (2005). Nutrition, immune response and disease resistance in fish. In: SIMPÓSIO DE NUTRIÇÃO E SAÚDE DE PEIXES, 1, 2005. Botucatu. **Anais...** Botucatu: UNESP, p. 46.

MACPHEE, D. (2001). Monogenean (fluke) infestations of the gills of farmed salmon in Maine and New Brunswick. In: **ANNUAL NEW ENGLAND FARMED FISH HEALTH MANAGEMENT WORKSHOP**, 9, 2001, New England. *Proceeding...* New England: New England Farmed fish health management, p.134.

MARTINS, M.L. (2004). Cuidados básicos e alternativas no tratamento de enfermidades de peixes na aqüicultura brasileira. In: **Sanidade de organismos aquáticos**. São Paulo: Liv. Varela, 2004. pt.V, cap.17, p.357-370.

OKIHIRO, M.S.; HINTON, D.E. (2000). Partial hepatectomy and bile duct ligation in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): Histologic, immunohistochemical and enzyme histochemical characterization of hepatic regeneration and biliary hyperplasia. **Toxicologic Pathology**, v.28, p.342-356.

PLUMB, J.A. (2001). Overview of warm-water fish diseases. In: LIM, C.; WEBSTER, C.D. (Ed.). Nutrition and fish health. New York: **Food Product Press**. p. 1-9.

SANTOS, N.P. (2003). **Regeneração hepática em bagre africano (CLARIAS gariiepinus) após hepatectomia parcial**. Dissertação de mestrado. Faculdade de Zootecnia e Engenharia de Alimentos da USP. São Paulo-SP.

ZANOLO, R.; YAMAMURA, M.H. (2006). Parasitas em tilápias do nilo criadas em sistema de tanques-rede. **Semina: Ciências Agrárias**, v.27, n.2, p.281-288.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os ambientes simulados nesse estudo indicaram a vulnerabilidade de ecossistemas rasos a mudanças das águas claras para águas turvidas decorrente da ação antrópica, como a atividade de piscicultura através do elevado aporte de N e P.

A disponibilidade de luz foi um dos principais atributos relacionados à mudança na estrutura da comunidade fitoplanctônica nos ambientes estudados. Neste contexto, em ambientes naturais a ressuspensão de nutrientes pode interagir sinergicamente e antagonicamente com a sedimentação e a estabilidade da coluna d'água e determinar a magnitude e duração das florações algais.

As condições ambientais presente nos mesocosmos selecionaram as espécies fitoplanctônicas, de acordo com suas estratégias, com predomínio das R-estrategistas em decorrência da limitação de luz presente nos tratamentos, exceção ao Controle. Em relação aos grupos funcionais, estes refletiram as mudanças nas unidades experimentais, fornecendo importantes informações sobre a limnologia dos ambientes, sendo notória a presença de grupos típicos de lagos rasos eutróficos. As associações verificadas nos mesoambientes foram: C, D, G, H₁, J, MP, P, S₁, W₁ e X₁ apresentaram estreitas relações com as variáveis abióticas. Fatores como transparência, coeficiente de atenuação da luz e razão NID/PID apresentaram grande influência na predominância dos grupos, evidenciando que o modelo das associações fitoplanctônicas funcionou muito bem nos ecossistemas rasos, simulados em mesocosmos.

As alterações histológicas ocorridas nos peixes ocorreram em resposta às mudanças ambientais, podendo estar relacionadas com as estratégias adaptativas para conservação de algumas funções fisiológicas. A análise das lesões histopatológicas observadas neste estudo indica que os peixes responderam aos episódios de estresse, relacionados aos ambientes eutrofizados, com baixos teores de oxigênio, falta de renovação do fluxo de água e a poluição orgânica.

Os estudos experimentais com mesocosmos mostraram-se relevantes na avaliação da eutrofização artificial sobre o crescimento fitoplanctônico e alterações histológicas nos peixes, fornecendo subsídios para conservação dos ecossistemas aquáticos rasos, predominantes na paisagem do semiárido e vulneráveis a ação antropogênica.