



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE
CENTRO DE BIOCÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE OCEANOGRAFIA E LIMNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOECOLOGIA AQUÁTICA

Dissertação

Efeitos da tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) e do
enriquecimento por nutrientes sobre a comunidade planctônica em um
lago artificial no semi-árido brasileiro

NATAL/RN

2008

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

Efeitos da tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) e do
enriquecimento por nutrientes sobre a comunidade planctônica em um
lago artificial no semi-árido brasileiro

ROSEMBERG FERNANDES DE MENEZES

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-
Graduação em Bioecologia Aquática da
Universidade Federal do Rio Grande do Norte,
como parte dos requisitos necessários para
obtenção do grau de Mestre.

ORIENTADOR: Dr. José Luiz de Attayde

NATAL/RN

2008

Rosemberg Fernandes de Menezes

Efeitos da tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) e do enriquecimento por nutrientes sobre a comunidade planctônica em um lago artificial no semi-árido brasileiro

Dissertação de mestrado apresentada como requisito parcial à obtenção do Título de Mestre em Bioecologia Aquática. Programa de Pós-Graduação da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, julgada pela seguinte banca examinadora:

Natal, 02 de junho de 2008

Prof. Dr. Fábio Roland

Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF)

Prof. Dra. Renata de Fátima Panosso

Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN)

Prof. Dr. José Luiz de Attayde

Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN)

SUMÁRIO

1. Introdução	8
2. Materiais e métodos	12
2.1. <i>Área de estudo e desenho experimental</i>	12
2.2. <i>Coleta e análise das amostras</i>	13
2.3. <i>Análise estatística dos dados</i>	14
3. Resultados	14
3.1. <i>Variáveis abióticas</i>	14
3.2. <i>Comunidade fitoplanctônica</i>	16
3.3. <i>Comunidade zooplanctônica</i>	22
3.4. <i>Biomassa das tilápias</i>	27
4. Discussão	27
5. Referências	31
6. Anexos	39

Agradecimentos

Agradeço a Deus pela força concedida ao longo de toda minha trajetória me ajudando em mais esse importante passo em minha vida profissional. A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Ensino Superior (CAPES) por ter financiado uma bolsa de estudos durante todo o mestrado e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão de financiamento dentro do projeto PELD Caatinga.

Eu sinceramente gostaria de agradecer ao meu amigo e orientador Coca por todo conhecimento, experiência, paciência e dedicação transmitidos, agradeço também a Renata pela preocupação, orientação e incentivo durante esses quase sete anos entre o LEA e o LAMAq. Sem sombra de dúvida grande parte do que consegui até hoje em minha vida acadêmica foi devido à sensibilidade e senso crítico de vocês nos ensinando como devemos fazer ciência de maneira honesta, sensata e objetiva.

Agradeço ao Michael Vanni por ter participado da minha qualificação dando valiosas sugestões para o melhoramento do trabalho.

Os períodos mais estimulantes e emocionantes que vivi no mestrado foram indubitavelmente no campo. Agradeço aos guerreiros e amigos Edson Santana e Pan por toda a ajuda e ânimo durante as coletas, principalmente quando tivemos que colocar os mesocosmos no açude, Ufa!! Gostaria de agradecer especialmente a Vanessa e Catarina pelo carinho, incentivo e paciência, e por me auxiliarem muito durante a árdua e longa jornada de análises de nutrientes no laboratório.

Gostaria de agradecer ao grande amigo Jandeson Brasil pelas discussões de artigos, ajuda nas coletas e logicamente pelo seu exímio conhecimento da comunidade fitoplanctônica, que me ajudou bastante na contagem e identificação das minhas amostras. Agradeço também a Patrícia, que apesar de estar longe me ajudou bastante com o envio de artigos que não tinha acesso no Brasil. Thiago, Margô, Danyhelton, Rafael, Bibinha, Vítor, Anderson, Mirela, Gaby, Fabrício, Jamila, obrigado por toda a ajuda concedida nas coletas e análises que realizamos durante o meu período de mestrado! Agradeço a professora Lucimara e Silvia por permitirem o uso do espectrofotômetro no LBMG durante minhas análises de nutrientes.

Agradeço especialmente aos meus pais Rivaldo e Marlene e minha irmã Monique que sempre me apoiaram nos estudos e também pelo carinho e compreensão.

Resumo

O principal objetivo deste estudo foi testar a hipótese de que a introdução da tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) e o enriquecimento por nutrientes (N e P) interagem sinergicamente ocasionando mudanças na estrutura da comunidade planctônica através do aumento da biomassa fitoplanctônica e diminuição da transparência da água em um reservatório tropical do semi-árido. Um experimento de campo foi realizado durante cinco semanas em vinte mesocosmos (8m³) nos quais quatro tratamentos foram alocados aleatoriamente: com adição de tilápia (T), com adição de nutrientes (NP), com adição de tilápia e nutrientes (T+NP) e um tratamento controle sem adição de tilápia ou nutrientes (C). Uma ANOVA bifatorial com medidas repetidas foi realizada para testar os efeitos do tempo, da tilápia (T) e dos nutrientes (NP) e seus efeitos de interação sobre a transparência da água, fósforo total, fitoplâncton e zooplâncton. Os resultados mostraram que não houve efeito da adição de nutrientes sobre essas variáveis mas houve um efeito significativo dos peixes sobre a biomassa do zooplâncton total, náuplios, rotíferos, cladóceros e copépodos calanóides, sobre o biovolume de Bacillariophyta, Zygnemaphyceae e algas de grande porte (GALD \geq 50 μ m) e sobre a profundidade do disco de Secchi. Além disso, foi encontrado um efeito significativo da interação entre as tilápias e nutrientes sobre a profundidade do disco de Secchi e também sobre a biomassa de rotíferos. As tilápias diminuíram a biomassa da maioria dos taxa zooplanctônicos, das algas de grande porte e diminuíram a transparência da água, enquanto que o enriquecimento por nutrientes aumentou a biomassa do zooplâncton (rotíferos) mas somente na ausência das tilápias. Portanto podemos concluir que a influência dos peixes sobre a comunidade planctônica do reservatório e a transparência da água foi maior do que o aporte por nutrientes, sugerindo assim que a biomanipulação deve ter maior prioridade na restauração de reservatórios eutrofizados em regiões semi-áridas tropicais.

Palavras chaves: enriquecimento por nutrientes, onivoria, mesocosmos, *Oreochromis niloticus*, cascatas tróficas.

Abstract

The major aim of this study was to test the hypothesis that the introduction of the Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) and the enrichment with nutrients (N and P) interact synergistically to change the structure of plankton communities, increase phytoplankton biomass and decrease water transparency of a semi-arid tropical reservoir. One field experiment was performed during five weeks in twenty enclosures (8m³) to where four treatments were randomly allocated: with tilapia addition (T), with nutrients addition (NP), with tilapia and nutrients addition (T+NP) and a control treatment with no tilapia or nutrients addition (C). A two-way repeated measures ANOVA was done to test for time (t), tilapia (T) and nutrient (NP) effects and their interaction on water transparency, total phosphorus, total nitrogen, phytoplankton and zooplankton. The results show that there was no effect of nutrient addition on these variables but significant fish effects on the biomass of total zooplankton, nauplii, rotifers, cladocerans and calanoid copepods, on the biovolume of Bacillariophyta, Zygnemaphyceae and large algae (GALD \geq 50 μ m) and on Secchi depth. In addition, we found significant interaction effects between tilapia and nutrients on Secchi depth and rotifers. Overall, tilapia decreased the biomass of most zooplankton taxa and large algae (diatoms) and decreased the water transparency while nutrient enrichment increased the biomass of zooplankton (rotifers) but only in the absence of tilapia. In conclusion, the influence of fish on the reservoir plankton community and water transparency was greater than that of nutrient loading. This finding suggests that biomanipulation should be a greater priority in the restoration of eutrophic reservoirs in tropical semi-arid regions.

Key words: nutrient enrichment, omnivory, mesocosms, *Oreochromis niloticus*, trophic cascades.

1. Introdução

As áreas semi-áridas do Brasil abrangem uma superfície de 982.563,3 km², representando cerca de 11,5% do território brasileiro e 63,2% da região Nordeste (Brasil 2005). O semi-árido brasileiro destaca-se ainda por ser o mais populoso do mundo (Sperling 1998), com 14,2 milhões de habitantes em 2000, e por apresentar os maiores bolsões de pobreza e inferior qualidade de vida do país (Brasil 2004). A região semi-árida brasileira é caracterizada por chuvas torrenciais concentradas em poucos dias do ano, alta taxa de evapotranspiração, secas prolongadas, solo com domínio de rochas cristalinas com baixa capacidade de retenção hídrica, cobertura vegetal rasteira (caatinga) e rios em sua maioria intermitentes. É muito comum na região a prática da açudagem para a retenção de água nos períodos de seca, possuindo tal região, depois da Índia, a segunda maior densidade de reservatórios (>70.000 açudes) do mundo (Lazarro et al. 2003). Os reservatórios do semi-árido nordestino são destinados a múltiplos usos, sendo eles: abastecimento doméstico, dessedentação de animais, irrigação de áreas agrícolas, pesca, aquicultura e lazer.

Uma das maiores causas da perda da qualidade da água dos reservatórios nordestinos está relacionada ao enriquecimento por nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio, que tem ocorrido principalmente devido às cargas antropogênicas desses nutrientes. Essas cargas externas, pontuais ou difusas, de nutrientes promovem a eutrofização artificial e causam uma série de prejuízos a esses ambientes, em muitos casos inviabilizando o uso da água para seus múltiplos fins. A eutrofização dos ecossistemas aquáticos pode causar grandes alterações na estrutura de suas comunidades podendo favorecer o florescimento de cianobactérias potencialmente produtoras de toxinas, algumas vezes letais à biota, bem como mudanças na composição específica e densidade das espécies de zooplâncton e peixes. Muitas espécies apresentam redução de densidade ou desaparecem por completo sendo substituídas por outras espécies que passam a dominar quantitativamente.

A disponibilidade relativa de certos nutrientes pode alterar a estrutura das comunidades fitoplanctônicas. Por exemplo, devido à habilidade das cianobactérias de fixar N₂ diretamente da atmosfera, elas podem ser dominantes em baixas razões N:P (Smith 1983), a baixa transparência das águas dos reservatórios do semi-árido também é um outro fator que pode favorecer a dominância de cianobactérias. A herbivoria pelo zooplâncton também influencia a abundância e estrutura das comunidades fitoplanctônicas. Em ambientes temperados, espécies de grande porte do gênero *Daphnia*, conhecidas por exercerem uma

forte pressão de pastagem, geralmente causam um forte efeito sobre a biomassa e a estrutura das comunidades fitoplanctônicas (eg. Jeppesen *et al.* 1999). Entretanto, em ambientes tropicais o zooplâncton herbívoro geralmente é dominado por espécies de menor porte (Lewis 1996) não devendo assim exercer um forte controle sobre as comunidades fitoplanctônicas. Além disso, os reservatórios do semi-árido brasileiro são em sua maioria eutróficos e turvos favorecendo assim a dominância de cianobactérias muitas vezes impalatáveis ao zooplâncton.

Muitos estudos empíricos e teóricos sobre os efeitos do enriquecimento por nutrientes e da manipulação da abundância de peixes têm tentado explicar as causas das mudanças na estrutura e dinâmica das redes alimentares de ecossistemas lacustres (Rozenweig 1971; De Angelis *et al.* 1989; Scheffer *et al.* 1993; Attayde & Hansson 2001). A primeira idéia de que peixes podem regular processos em ecossistemas lacustres se originou de um trabalho de Hrbacek *et al.* (1961). Subseqüentemente vários trabalhos realizados em ambientes temperados demonstraram que peixes planctívoros podem desencadear cascatas tróficas através da pressão negativa sobre o zooplâncton herbívoro de maior porte, que conseqüentemente leva ao aumento da densidade e biomassa fitoplanctônica do ambiente (Brooks & Dodson 1965; Carpenter *et al.* 1988; Carpenter & Kitchell 1993). Entretanto, em ambientes temperados, grande parte dos experimentos com enfoque em cascatas tróficas avalia principalmente o efeito de peixes piscívoros e zooplanctívoros sobre a estrutura das comunidades planctônicas.

Apesar da onipresença da onivoria nos ecossistemas aquáticos tropicais, sabe-se pouco sobre os efeitos de peixes onívoros na dinâmica das redes alimentares. A onivoria é definida como a capacidade que alguns organismos apresentam de utilizar recursos em mais de um nível trófico (Pimm & Lawton, 1978). Modelos clássicos afirmam que a onivoria tende a desestabilizar as comunidades ecológicas (Pimm & Lawton, 1978), no entanto evidências empíricas e teóricas mostraram que a onivoria pode ser um fator estabilizante de comunidades ecológicas (Fagan 1997; McCann & Hastings 1997; Pace *et al.* 1999). Em muitos casos a onivoria pode neutralizar o efeito de predadores de topo sobre os produtores primários de sistemas aquáticos através de mecanismos compensatórios (Finke & Denno 2005; Pace *et al.* 1999).

Alguns estudos têm demonstrado que peixes onívoros como a tilápia podem ser mediadores de cascatas tróficas em ecossistemas aquáticos tropicais exercendo um forte efeito positivo sobre a biomassa fitoplanctônica. Tais estudos demonstraram que as tilápias tendem a aumentar principalmente a biomassa de algas nanoplanctônicas, a biomassa do zooplâncton

de menor porte (rotíferos) e a concentração de nutrientes na coluna d'água, contribuindo desta maneira com a eutrofização dos sistemas aquáticos (Starling & Rocha 1990, Starling *et al.* 2002, Figueredo & Giani 2005). Entretanto, alguns trabalhos também afirmam que peixes onívoros têm a capacidade de reduzir a biomassa fitoplanctônica através do consumo direto do fitoplâncton (Turker *et al.* 2002; Lu *et al.* 2006) ou não causar efeito algum sobre a biomassa fitoplanctônica total (Drenner *et al.* 1996; Diana *et al.* 1991; Okun *et al.* 2008).

Poucos estudos têm tentado entender o efeito de interação entre nutrientes e peixes onívoros sobre a estrutura das comunidades planctônicas (Drenner *et al.* 1996, 1998; Chumchal & Drenner 2004). De acordo com Drenner *et al.* (1996), peixes onívoros filtradores interagem sinergicamente com o estado trófico e por isso os efeitos dos mesmos sobre o plâncton e a transparência da água tornam-se mais intensos com o aumento da eutrofização. No entanto, estudos experimentais sobre o efeito de interação entre peixes onívoros e nutrientes sobre a comunidade planctônica são praticamente inexistentes em ambientes tropicais. Uma possível explicação para a existência de interações sinérgicas entre peixes planctívoros e nutrientes é que com o simultâneo aporte de nutrientes e remoção do zooplâncton pelos peixes, o fitoplâncton poderia crescer a uma taxa maior e alcançar maiores níveis de biomassa. Na ausência de peixes, o enriquecimento por nutrientes favoreceria o zooplâncton de maior porte que por sua vez exerceria uma maior pressão de herbivoria sobre o fitoplâncton. Além disso, peixes onívoros como a tilápia também podem contribuir com o aumento da biomassa fitoplanctônica por meio da reciclagem, translocação de nutrientes e resuspensão de algas do sedimento em ambientes eutróficos (Vanni & Layne 1997; Schaus & Vanni, 2000; Vanni 2002; Vanni *et al.* 2006; Roozen *et al.* 2007).

Por outro lado, alguns estudos têm levantado a hipótese de que o aumento da biomassa fitoplanctônica mediado por peixes planctívoros deve ser maior em lagos oligotróficos do que em lagos eutróficos, uma vez que esses últimos geralmente são dominados por cianobactérias impalatáveis ao zooplâncton (McQueen *et al.* 1986). Dados de uma meta-análise proveniente de experimentos manipulando redes alimentares e nutrientes parecem sustentar essa hipótese (Brett & Goldman 1997). Entretanto, Pace *et al.* (1999) afirmaram que mudanças na biomassa de peixes planctívoros exercem um controle maior sobre o fitoplâncton em ambientes ricos em nutrientes, e isso é sustentado por vários experimentos com manipulação de redes alimentares e biomanipulação (Perrow *et al.* 1997; Hansson *et al.* 1998; Meijer *et al.* 1999, Jeppesen *et al.* 2003).

Estudos recentes em reservatórios tropicais têm mostrado que altos estoques de tilápia podem contribuir com o aumento da biomassa fitoplanctônica e da concentração de fósforo total por acelerar a ciclagem interna de nutrientes (Starling *et al.* 2002, Lazzaro *et al.* 2003, Figueredo & Giani 2005), mas o papel da tilápia na rede alimentar pelágica de lagos e reservatórios tropicais precisa ser melhor investigado antes que possamos fazer generalizações.

Dentro desse contexto, o presente trabalho teve como objetivo testar a hipótese de que a tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) interage sinergicamente com o estado trófico dos ecossistemas aquáticos, alterando com maior intensidade a estrutura das comunidades planctônicas e a transparência da água em ambientes eutróficos do que em ambientes mesotróficos. Na presença das tilápias os efeitos do enriquecimento por nutrientes devem ser mais fortes sobre a biomassa fitoplanctônica e mais fracos sobre a biomassa zooplanctônica do que na ausência das tilápias.

2. Materiais e métodos

2.1. Área de estudo e desenho experimental

O experimento foi realizado entre os dias 04 de setembro e 12 de outubro de 2006 no açude Campos da Estação Ecológica do Seridó, em Serra Negra do Norte, localizada na região semi-árida do Estado do Rio Grande do Norte (Figura 1). O açude era pequeno e raso com capacidade de acumulação de 433.000 m³ (Medeiros 2005). O experimento foi realizado em 20 mesocosmos com aproximadamente 8m³, com diâmetro de 2,5m e altura de 2m (Anexo 7). Os mesmos foram distribuídos um ao lado do outro na região litorânea do açude. Os mesocosmos eram cilíndricos com uma armação de ferro no topo e na base e revestidos com plástico de polietileno transparente (espessura: 0,45mm). Os mesocosmos tinham contato com o sedimento do lago e com a atmosfera, mas eram completamente isolados da água do reservatório.

O desenho experimental consistiu em 4 tratamentos: com adição de peixes (T), com adição de nutrientes (NP) com adição de peixes e nutrientes (T+NP) e um tratamento controle sem adição de peixes ou nutrientes (C). Os tratamentos foram replicados 5 vezes e aleatoriamente alocados em 20 mesocosmos contendo a água e a comunidade planctônica natural do açude. Os peixes foram coletados na Estação de Piscicultura do DNOCS de

Caicó/RN e foram estocados nos tratamentos T e T+NP com uma densidade de 1 peixe/m³. Nos tratamentos com nutrientes, foram adicionados 1,14g de KH₂PO₄ e 10,88g NaNO₃, de maneira que as concentrações de fósforo e nitrogênio nos mesocosmos aumentassem em 100 µg/L P-PO₄ e 1000 µg/L N-NO₃.

O experimento teve uma duração de 5 semanas e as coletas foram realizadas semanalmente desde o início do experimento. Os nutrientes foram adicionados semanalmente e os peixes estocados foram pesados no início e ao final do experimento. As variáveis monitoradas em cada mesocosmo e no açude durante o experimento foram: composição e abundância relativa das espécies de fito- e zooplâncton, concentrações de fósforo total, nitrogênio total, clorofila *a*, oxigênio dissolvido, pH, turbidez e condutividade elétrica da água.

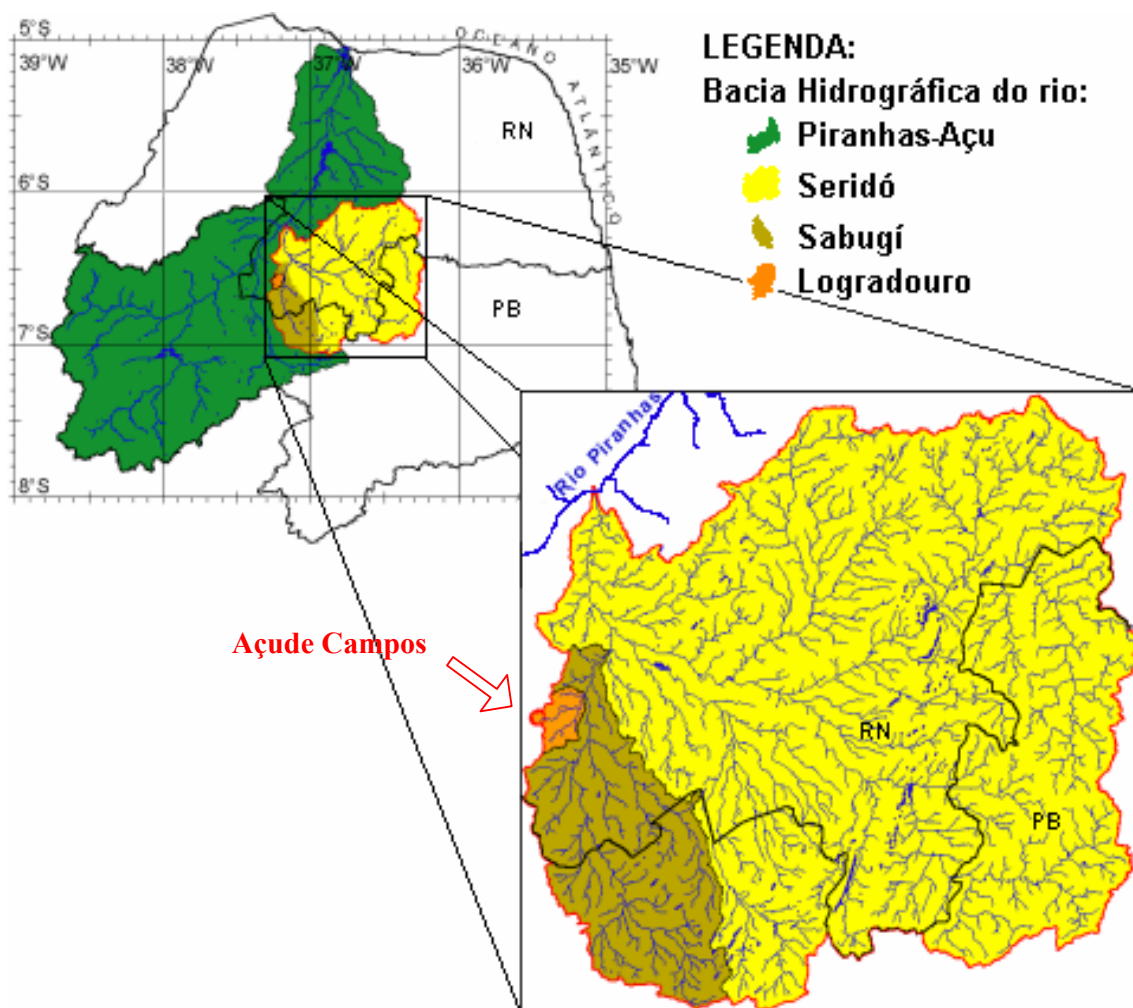


Figura 1. Localização das bacias hidrográficas do rio Piranhas-Açu, Seridó, Sabugí e Logradouro (Medeiros 2005).

2.2 Coleta e análise das amostras

As amostras de água foram coletadas por meio de um cano de PVC com 2 m de comprimento (15 L) em 3 pontos diferentes de cada mesocosmo e foram integradas numa única amostra. No açude as amostras também foram coletadas em três diferentes pontos: próximo a barragem, no centro e na desembocadura do rio. Tanto nos mesocosmos como no açude foram retiradas subamostras para as análises de nitrogênio total, fósforo total, clorofila *a* e fitoplâncton. As amostras de zooplâncton foram coletadas através de arrastos verticais com uma rede de plâncton com abertura de malha de 20 μm . Os arrastos foram realizados no centro de cada mesocosmo e o volume total filtrado para cada amostra de zooplâncton foi de aproximadamente 212 litros. As subamostras de fitoplâncton foram conservadas em solução de lugol acético e as amostras de zooplâncton em solução de formol a 4%.

A concentração de clorofila *a* foi determinada por meio de um espectrofotômetro após a filtração das amostras em filtros Whatman 934-AH e extração da clorofila com etanol P.A à temperatura ambiente por 18 horas (Jespersen & Christoffersen 1987). Após a extração de clorofila *a* das amostras não foi feita acidificação para correção de feofitina (Stich & Brinker 2005). A análise de fósforo total foi feita pelo método do ácido ascórbico após digestão com persulfato (APHA 1997), enquanto que o nitrogênio total foi determinado pelos métodos de Valderrama (1981), que se baseia na oxidação simultânea da maior parte dos compostos nitrogenados em meio básico, e Muller & Weidemann (1955), que se baseia na reação do nitrato com salicilato de sódio. As variáveis oxigênio dissolvido, pH, temperatura e condutividade foram medidas através de um analisador multiparâmetros U-22 HORIBA.

Os organismos zooplancônicos foram contados sob microscópio binocular em uma câmara de Sedwick-Rafter de 1 mL. Foram contadas de 3 a 5 subamostras para cada amostra coletada no campo. Subseqüentemente foi feita uma média para cada grupo de organismos contados nas subamostras, onde o número médio de organismos foi multiplicado pelo volume da amostra (mL) e dividido pelo volume da subamostra (1mL) para estimar a quantidade total de organismos na amostra. Em seguida a quantidade de organismos na amostra foi dividida pelo volume de água (L) amostrado no campo para calcular a densidade original (Ind.L^{-1}) dos organismos zooplancônicos na amostra. Para a estimativa da biomassa zooplancônica foram medidos pelo menos 30 indivíduos, aleatoriamente escolhidos, das espécies mais abundantes. Para os rotíferos foram utilizadas fórmulas geométricas que melhor se ajustavam aos organismos identificados (Ruttner-Kolisko 1977). O peso fresco foi estimado através do

biovolume de cada rotífero, assumindo que $10^6 \mu\text{m}^3$ corresponde a $1 \mu\text{g}$ do peso fresco. O peso seco foi estimado como sendo 10% do peso fresco (Pace & Orcutt, 1981). Para os cladóceros e copépodos foram utilizadas equações de regressão relacionando peso seco e comprimento de acordo com Bottrell *et al.* (1976).

Os organismos fitoplanctônicos foram quantificados de acordo com o método de Ütermol (1958) sob microscópio invertido. Antes da quantificação, as amostras permaneceram cerca de 3 horas numa câmara de sedimentação para cada centímetro de altura da câmara (Margalef 1983). Os indivíduos (células, colônias e filamentos) foram enumerados em campos aleatórios como proposto por Uhelinger (1964), sendo o erro menor que 20%, em um intervalo de confiança de 95% (Lund *et al.* 1958). Para quantificar o biovolume do fitoplâncton foram medidos pelo menos 25 indivíduos das espécies mais abundantes utilizando-se fórmulas geométricas sólidas similares (Hillebrand *et al.* 1999).

2.3. Análise estatística dos dados

Uma ANOVA bifatorial com medidas repetidas no tempo, com dois níveis de nutrientes, dois níveis de peixes e cinco amostras coletadas semanalmente em cada unidade experimental, foi realizada para testar os efeitos separados das tilápias (T), dos nutrientes (NP), do tempo (t) e da interação entre os mesmos (T x NP; t x NP; t x T e t x NP x T) sobre as concentrações de nitrogênio total, fósforo total e clorofila *a*, a biomassa fitoplanctônica e zooplânctônica e a transparência da água. Uma ANOVA bifatorial foi realizada para a última semana do experimento para testar os efeitos separados das tilápias (T), dos nutrientes (NP) e da interação entre os mesmos (T x NP) sobre o comprimento do zooplâncton. Um teste-t pareado foi utilizado para comparar as médias de biomassa das tilápias no início e fim do experimento. Antes das análises, os dados foram logaritmizados para estabilizar as variâncias. O nível de significância assumido foi $\alpha = 0,05$. Todas as análises estatísticas foram feitas por meio do software STATISTICA 7.0 (Statsoft, Inc).

3. Resultados

3.1. Variáveis abióticas

As variáveis limnológicas básicas não apresentaram diferenças significativas entre os tratamentos ao longo do experimento. Portanto, os valores médios e o desvio padrão do pH

($6,85 \pm DP 0,67$), da condutividade elétrica ($0,085 \pm DP 0,002$), da temperatura ($29,62 \pm DP 1,13$) e das concentrações de oxigênio dissolvido ($5,81 \pm DP 0,68$) na água dos 20 mesocosmos foram usados para descrever essas variáveis durante o experimento. Não foram observados efeitos significativos da adição de nutrientes, da adição de tilápias ou da interação entre esses fatores sobre as concentrações de nitrogênio e fósforo total e as razões N:P ao longo do experimento. No entanto, houve um efeito marginalmente significativo ($p=0,06$) da adição de tilápias sobre as concentrações de clorofila *a* (Tabela 1). Os resultados da ANOVA bifatorial com medidas repetidas no tempo, mostram também um efeito significativo dos nutrientes (NP), das tilápias (T) e da interação entre tilápias e nutrientes (TxNP) sobre a profundidade do disco de Secchi (Tabela 1). As concentrações de clorofila *a* mantiveram-se elevadas na presença de tilápias independentemente das concentrações de nutrientes mas na ausência de tilápias elas mantiveram-se elevadas apenas com a adição de nutrientes (Figura 2). Por outro lado, a transparência da água foi reduzida pela adição de tilápias independentemente do nível de nutrientes enquanto que o efeito da adição de nutrientes sobre a transparência da água só foi evidente na ausência das tilápias (Figura 2).

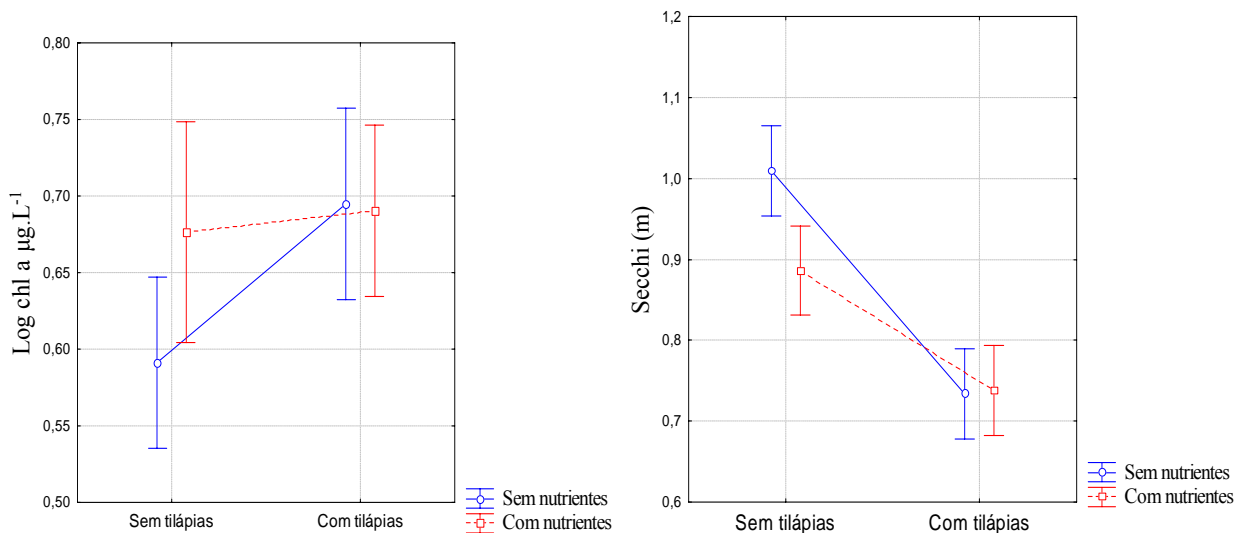


Figura 2: Efeito da interação entre tilápias e nutrientes sobre e as concentrações de clorofila *a* e profundidade do disco de Secchi.

Tabela 1: ANOVA bifatorial com medidas repetidas no tempo para testar os efeitos da tilápia, dos nutrientes e da interação entre esses fatores sobre a profundidade do disco de Secchi, as concentrações de clorofila *a*, fósforo total e nitrogênio total e a razão N:P.

Variáveis	SQ	G. L	QM	F	P
Chl a					
NP	0,03298	1	0,03298	1,970	0,1839
T	0,06989	1	0,06989	4,174	0,0619
T x NP	0,04082	1	0,04082	2,438	0,1424
Erro ₁	0,21767	13	0,01674		
Secchi					
NP	0,08880	1	0,08880	5,181	0,0369*
T	1,12360	1	1,12360	65,556	0,0000*
T x NP	0,10240	1	0,10240	5,975	0,0265*
Erro ₁	0,27423	16	0,01714		
Nitrogênio total					
NP	0,00000	1	0,00000	0,00	0,9716
T	0,00006	1	0,00006	0,04	0,8489
T x NP	0,00045	1	0,00045	0,28	0,6010
Erro ₁	0,02527	16	0,00158		
Fósforo total					
NP	0,000002	1	0,000002	0,106	0,7491
T	0,000002	1	0,000002	0,077	0,7851
T x NP	0,000001	1	0,000001	0,029	0,8667
Erro ₁	0,000371	16	0,000023		
N:P					
NP	0,0018	1	0,0018	0,19	0,6715
T	0,0009	1	0,0009	0,10	0,7611
T x NP	0,0017	1	0,0017	0,17	0,6815
Erro ₁	0,1521	16	0,0095		

*Valores considerados significativos assumindo um valor de α igual a 0,05.

3.2 Comunidade fitoplanctônica

A dinâmica das classes fitoplanctônicas mostra que houve uma mudança na distribuição do biovolume entre as classes nos tratamentos ao longo do experimento. No início do experimento, considerando todos os tratamentos, o biovolume das cianobactérias representava cerca de 42% do total e o biovolume das bacilariofíceas 26% do total, sendo o restante distribuído entre as clorofíceas, euglenofíceas, criptofíceas e zignemafíceas. Entretanto, a partir da terceira semana do experimento houve uma notável diferença na distribuição do biovolume das classes entre os tratamentos. Nos tratamentos C e NP as

bacilariofíceas se tornaram dominantes sendo seu biovolume representado com cerca de 37% do total, houve também um aumento no biovolume de zignemafíceas, que era quase inexistente no início do experimento. Nos tratamentos T e T+NP permaneceu a dominância de cianobactérias, com mais de 55% do biovolume total. No açude a dominância de cianobactérias foi bem superior em relação aos tratamentos nos mesocosmos, apresentando cerca de 74% do biovolume total no fim do experimento, sendo em sua maioria representada pela espécie *Cylindrospermopsis* sp. (66% do biovolume total). Embora a proporção de cianobactérias tenha sido mais elevada nos tratamentos T e T+NP, não foi detectado nenhum efeito significativo da adição de peixes ou nutrientes sobre esse grupo quando através da ANOVA bifatorial com medidas repetidas (Tabela 2).

As espécies mais representativas em termos de biovolume (>70% do biovolume total) em todos os tratamentos foram: *Cylindrospermopsis* sp., *Aphanocapsa delicatissima*, *Synedra* sp., *Aulacoseira granulata*, *Navicula* sp. e *Micrasterias* sp., enquanto que as demais espécies foram: *Microcystis* sp., *Merismopedia* spp., *Pseudoanabaena moniliformis*, *Oscillatoria* sp., *Phormidium* sp., *Gomphonema gracile*, *Gomphonema turris*, *Cyclotella* sp., *Monoraphidium* sp., *Crucigenia fenestrada*, *Scenedesmus acuminatus*, *Scenedesmus quadricauda*, *Scenedesmus spinosus*, *Spirogyra* sp., *Euastrum* sp., *Raphidocelis* sp., *Oocystis* sp., *Oedogonium* sp., *Tetrastrum* sp., *Coelastrum* sp., *Tetraedron* sp., *Staurastrum* sp., *Cosmarium* spp., *Chroomonas* sp., *Centrtractus* spp., *Tetraplektron* sp., *Phacus curvicauda*, *Euglena limnophila* e *Euglena oxyuris*.

Os resultados da ANOVA bifatorial com medidas repetidas no tempo indicam que as cianobactérias, clorofíceas, criptofíceas, euglenofíceas e algas de pequeno porte (GALD < 50 µm) não foram afetadas por nenhum dos fatores, enquanto que a presença das tilápias afetou negativamente as bacilariofíceas, zignemafíceas, algas de grande porte (GALD ≥ 50µm), *Synedra* sp., *Micrasterias* sp. e o fitoplâncton total e favoreceu *Monoraphidium* sp. (Tabela 3; Figura 3), e sobre essas últimas classes e espécies houve um efeito de interação entre o tempo e tilápias (txT), mostrando que o efeito foi dependente do tempo. As espécies que foram mais afetadas negativamente com a presença das tilápias foram *Synedra* sp. e *Micrasterias* sp. (Anexo 5). Não houve efeito significativo da adição de nutrientes e da interação entre nutrientes e tilápias sobre o biovolume de nenhum grupo ou espécie fitoplanctônica (Tabela 2 e 3). No fim do experimento, algas de grande porte (GALD ≥ 50µm) representaram mais de 76% do biovolume total em todos os tratamentos, sendo essa dominância maior nos tratamentos C e NP (>85% do biovolume total). Em contrapartida, a proporção de algas de

pequeno porte (GALD < 50 µm) em relação às algas de grande porte (GALD ≥ 50µm) foi maior nos tratamentos T e T+NP (>27% do biovolume total)

Tabela 2: Resultados da ANOVA bifatorial com medições repetidas no tempo para testar os efeitos da tilápia, dos nutrientes e da interação entre esses fatores sobre a biomassa total, de duas classes de tamanho e das principais classes taxonômicas do fitoplâncton.

Variáveis	SQ	G. L	QM	F	p
Fitoplâncton total					
NP	0,1034	1	0,1034	2,08	0,1683
T	0,3926	1	0,3926	7,90	0,0125*
T x NP	0,0014	1	0,0014	0,03	0,8699
Erro ₁	0,7948	16	0,0497		
Algas ≥ 50µm					
NP	0,1504	1	0,1504	2,77	0,1155
T	0,5539	1	0,5539	10,20	0,0057*
T x NP	0,0020	1	0,0020	0,04	0,8515
Erro ₁	0,8691	16	0,0543		
Algas < 50µm					
NP	0,0211	1	0,0211	0,264	0,6145
T	0,0000	1	0,0000	0,000	0,9974
T x NP	0,0051	1	0,0051	0,063	0,8044
Erro ₁	1,2806	16	0,0800		
Cyanobacteria					
NP	0,0356	1	0,0356	0,72	0,4095
T	0,0103	1	0,0103	0,21	0,6555
T x NP	0,0287	1	0,0287	0,58	0,4578
Erro ₁	0,7934	16	0,0496		
Bacillariophyta					
NP	0,0404	1	0,0404	0,212	0,6520
T	1,8765	1	1,8765	9,835	0,0068*
T x NP	0,2531	1	0,2531	1,327	0,2674
Erro ₁	2,8618	15	0,1908		
Chlorophyceae					
NP	0,0829	1	0,0829	0,513	0,4844
T	0,0068	1	0,0068	0,042	0,8404
T x NP	0,0077	1	0,0077	0,048	0,8302
Erro ₁	2,5877	16	0,1617		
Euglenophyta					
NP	0,73416	1	0,73416	0,76346	0,3952
T	1,87626	1	1,87626	1,95114	0,1815
T x NP	0,00078	1	0,00078	0,00081	0,9776
Erro ₁	15,38596	16	0,96162		

Cryptophyceae					
<i>NP</i>	0,0013	1	0,0013	0,008	0,9291
<i>T</i>	0,2183	1	0,2183	1,380	0,2573
<i>T x NP</i>	0,0033	1	0,0033	0,021	0,8865
Erro ₁	2,5311	16	0,1582		
Zygnemaphyceae					
<i>NP</i>	16572,3	1	16572,3	2,20000	0,1574
<i>T</i>	153400,6	1	153400,6	20,36420	0,0004*
<i>T x NP</i>	16572,3	1	16572,3	2,20000	0,1574
Erro ₁	120525,7	16	7532,9		

*Valores considerados significativos assumindo um valor de α igual a 0,05.

Tabela 3: Resultados da ANOVA bifatorial com medições repetidas no tempo para testar os efeitos da tilápia, dos nutrientes e da interação entre esses fatores sobre a biomassa das principais espécies fitoplanctônicas encontradas.

Variáveis	SQ	G. L	QM	F	P
<i>Cylindrospermopsis</i> sp.					
NP	0,0356	1	0,0356	0,270	0,6108
T	0,0024	1	0,0024	0,018	0,8947
T x NP	0,1497	1	0,1497	1,137	0,3032
Erro ₁	1,9746	15	0,1316		
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>					
NP	0,0000	1	0,0000	0,00	0,9850
T	0,0430	1	0,0430	1,33	0,2662
T x NP	0,0000	1	0,0000	0,00	0,9876
Erro ₁	0,5188	16	0,0324		
<i>Monoraphidium</i> sp.					
NP	0,0020	1	0,0020	0,030	0,8655
T	0,7203	1	0,7203	10,545	0,0050*
T x NP	0,0267	1	0,0267	0,391	0,5404
Erro ₁	1,0929	16	0,0683		
<i>Aulacoseira granulata</i>					
NP	0,3716	1	0,3716	1,2604	0,2781
T	0,5964	1	0,5964	2,0228	0,1742
T x NP	1,1575	1	1,1575	3,9261	0,0650
Erro ₁	4,7173	16	0,2948		
<i>Stauroneis</i> sp.					
NP	0,0191	1	0,0191	0,088	0,7709
T	0,0239	1	0,0239	0,110	0,7449
T x NP	0,0009	1	0,0009	0,004	0,9508
Erro ₁	3,4892	16	0,2181		
<i>Synedra</i> sp.					
NP	0,4379	1	0,4379	0,4536	0,5103
T	19,0353	1	19,0353	19,7172	0,0004*
T x NP	2,8626	1	2,8626	2,9652	0,1043
Erro ₁	15,4466	16	0,9654		
<i>Micrasterias</i> sp.					
NP	16572,3	1	16572,3	2,20000	0,1574
T	153400,6	1	153400,6	20,36420	0,0004*
T x NP	16572,3	1	16572,3	2,20000	0,1574
Erro ₁	120525,7	16	7532,9		

*Valores considerados significativos assumindo um valor de α igual a 0,05.

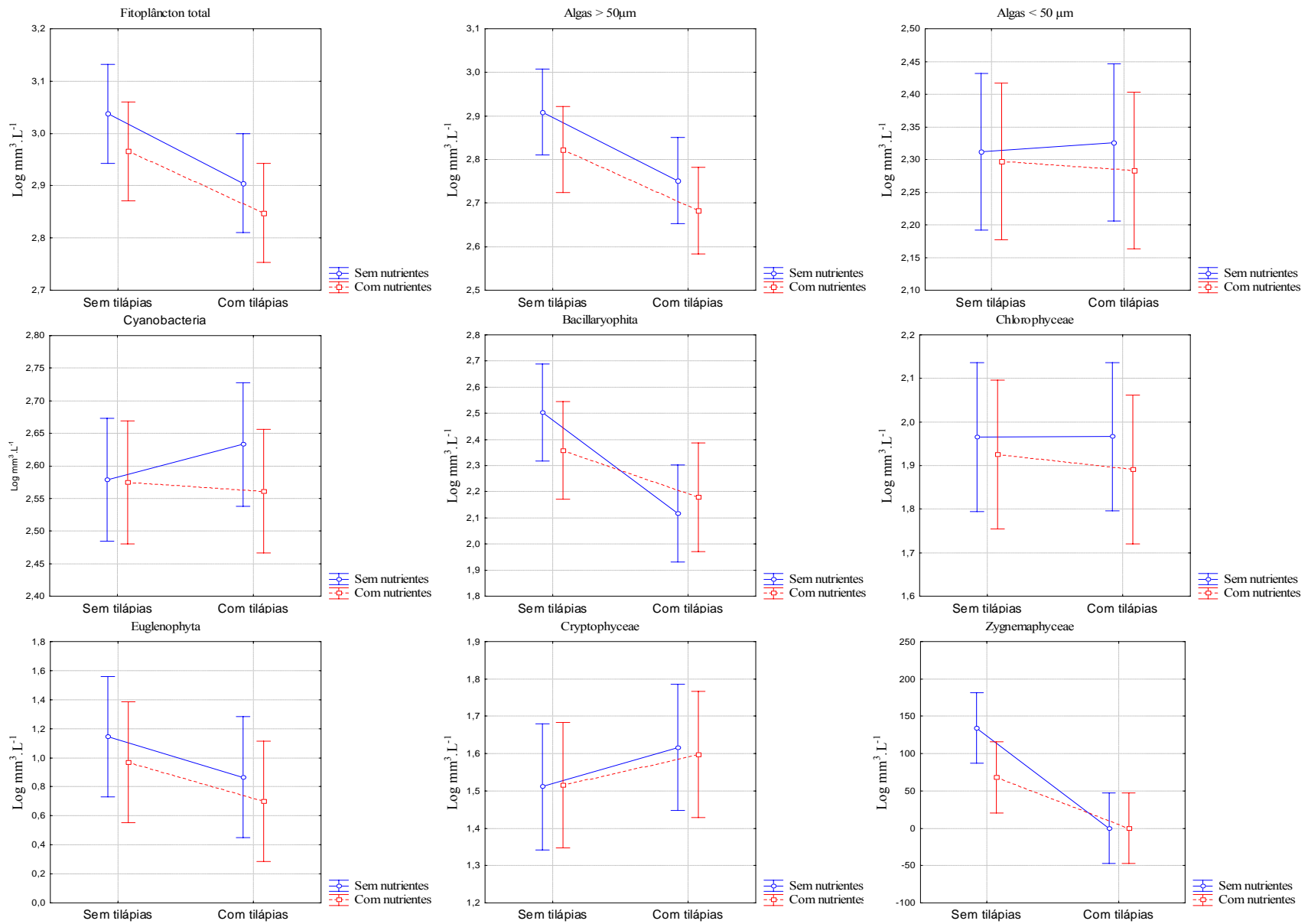


Figura 3. Efeito da interação entre tilápias e nutrientes sobre as classes de tamanho, fitoplâncton total e classes taxonômicas. .

3.3 Comunidade zooplanctônica

As espécies zooplanctônicas encontradas ao longo do experimento são comuns as até hoje registradas nos grandes açudes da região semi-árida do Rio Grande do Norte (Eskinazi Sant'Anna *et al.* 2007, Souza *et al.* 2008). Os rotíferos foram os que apresentaram a maior densidade (>70% da densidade total) em todos os tratamentos e no açude ao longo do período experimental. Entretanto, em termos de biomassa os copépodos dominaram a comunidade zooplanctônica (>90% da biomassa total), em sua maioria indivíduos do gênero *Notodiptomus* (>75% da biomassa total), enquanto que a espécie dominante entre os cladóceros foi *Moina* sp. com mais de 54% da biomassa total deste grupo. Os principais gêneros de rotíferos encontrados foram: *Brachionus*, *Trichocerca*, *Filinia*, *Hexarthra* e *Keratella*, enquanto que dentre os microcrustáceos (cladóceros e copépodos) foram: *Bosmina*, *Moina*, *Ceriodaphnia*, *Diaphanosoma*, *Thermocyclops*, *Notodiptomus* e náuplios de copépodos calanóides e ciclopóides.

Os resultados da ANOVA bifatorial com medidas repetidas no tempo mostram que a biomassa de ciclopóides não foi afetada pelas tilápias, enquanto que as biomassas de náuplios, rotíferos, cladóceros, calanóides, copépodos, *Filinia* spp., *Keratella* sp., *Moina* sp., e zooplâncton total foram afetadas negativamente pelas tilápias (Tabelas 4 e 5). Embora não tenha havido efeito significativo da adição de nutrientes sobre o zooplâncton, o grupo dos rotíferos foi beneficiado pela adição de nutrientes na ausência das tilápias (Figura 4), havendo, portanto, uma interação significativa entre os dois fatores sobre este grupo zooplanctônico, principalmente sobre os gêneros *Hexarthra* sp. e *Filinia* spp. (Tabelas 4 e 5). Também houve efeito de interação entre as tilápias e o tempo (t x T) sobre rotíferos, náuplios, cladóceros, ciclopóides., *Moina* sp., *Brachionus* spp., *Hexarthra* sp. e *Filinia* spp. mostrando que os efeitos negativos da tilápia sobre o zooplâncton se tornaram mais pronunciados com o decorrer do tempo. Apesar do forte efeito negativo das tilápias sobre a biomassa de copépodos e cladóceros, tais efeitos foram devido à redução das densidades desses organismos e não à redução do tamanho médio dos indivíduos (Tabela 6; Figura 5).

Tabela 4: Resultados da ANOVA bifatorial com medições repetidas no tempo para testar os efeitos da tilápia, dos nutrientes e da interação entre esses fatores sobre a biomassa dos principais grupos zooplanctônicos.

Variáveis	SQ	G. L	QM	F	p
Rotíferos					
<i>NP</i>	0,19300	1	0,19300	3,590	0,0763
<i>T</i>	1,61616	1	1,61616	30,062	0,0001*
<i>T x NP</i>	0,61327	1	0,61327	11,407	0,0038*
Erro ₁	0,86018	16	0,05376		
Náuplios					
<i>NP</i>	0,0819	1	0,0819	1,006	0,3308
<i>T</i>	0,4505	1	0,4505	5,533	0,0318*
<i>T x NP</i>	0,0305	1	0,0305	0,375	0,5490
Erro ₁	1,3025	16	0,0814		
Cladóceros					
<i>NP</i>	0,06527	1	0,06527	1,2493	0,2802
<i>T</i>	4,79938	1	4,79938	91,8590	0,0000*
<i>T x NP</i>	0,00052	1	0,00052	0,0100	0,9215
Erro ₁	0,83596	16	0,05225		
Copépodos					
<i>NP</i>	0,3772	1	0,3772	1,674	0,2141
<i>T</i>	1,5916	1	1,5916	7,063	0,0172*
<i>T x NP</i>	0,0622	1	0,0622	0,276	0,6065
Erro ₁	3,6054	16	0,2253		
Calanóides					
<i>NP</i>	0,3617	1	0,3617	1,529	0,2341
<i>T</i>	1,8476	1	1,8476	7,810	0,0130*
<i>T x NP</i>	0,0808	1	0,0808	0,342	0,5670
Erro ₁	3,7849	16	0,2366		
Ciclopóides					
<i>NP</i>	0,3769	1	0,3769	3,225	0,0914
<i>T</i>	0,0003	1	0,0003	0,003	0,9603
<i>T x NP</i>	0,0113	1	0,0113	0,096	0,7602
Erro ₁	1,8697	16	0,1169		
Zooplâncton total					
<i>NP</i>	0,3386	1	0,3386	1,842	0,1935
<i>T</i>	1,5537	1	1,5537	8,454	0,0103*
<i>T x NP</i>	0,0490	1	0,0490	0,267	0,6127
Erro ₁	2,9406	16	0,1838		

*Valores considerados significativos assumindo um valor de α igual a 0,05.

Tabela 5: Resultados da ANOVA bifatorial com medições repetidas no tempo para testar os efeitos da tilápia, dos nutrientes e da interação entre esses fatores sobre a biomassa das principais espécies zooplanctônicas encontradas.

Variáveis	SQ	G. L	QM	F	P
<i>Moina</i> sp.					
NP	0,00530	1	0,00530	0,0904	0,7675
T	4,23971	1	4,23971	72,3275	0,0000*
T x NP	0,00258	1	0,00258	0,0440	0,8365
Erro ₁	0,93789	16	0,05862		
<i>Ceriodaphnia</i> sp.					
NP	0,060717	1	0,060717	0,92307	0,3510
T	0,181435	1	0,181435	2,75832	0,1162
T x NP	0,034890	1	0,034890	0,53042	0,4770
Erro ₁	1,052435	16	0,065777		
<i>Diaphanosoma</i> sp.					
NP	0,106407	1	0,106407	2,67353	0,1215
T	0,132928	1	0,132928	3,33989	0,0863
T x NP	0,000101	1	0,000101	0,00254	0,9604
Erro ₁	0,636803	16	0,039800		
<i>Brachionus</i> spp.					
NP	0,042310	1	0,042310	1,0089	0,3301
T	0,163006	1	0,163006	3,8870	0,0662
T x NP	0,104825	1	0,104825	2,4996	0,1334
Erro ₁	0,670972	16	0,041936		
<i>Trichocerca</i> sp.					
NP	0,000024	1	0,000024	0,0014	0,9709
T	0,035787	1	0,035787	2,0410	0,1723
T x NP	0,003037	1	0,003037	0,1732	0,6828
Erro ₁	0,280546	16	0,017534		
<i>Hexarthra</i> sp.					
NP	0,000768	1	0,000768	0,1325	0,7206
T	0,014825	1	0,014825	2,5569	0,1294
T x NP	0,035403	1	0,035403	6,1060	0,0251*
Erro ₁	0,092768	16	0,005798		
<i>Filinia</i> spp.					
NP	0,071109	1	0,071109	3,2620	0,0897
T	0,136530	1	0,136530	6,2631	0,0235*
T x NP	0,139513	1	0,139513	6,4000	0,0223*
Erro ₁	0,348784	16	0,021799		
<i>Keratella</i> sp.					
NP	0,002085	1	0,002085	0,29313	0,5957
T	0,064387	1	0,064387	9,05106	0,0083*
T x NP	0,030742	1	0,030742	4,32149	0,0541
Erro ₁	0,113821	16	0,007114		

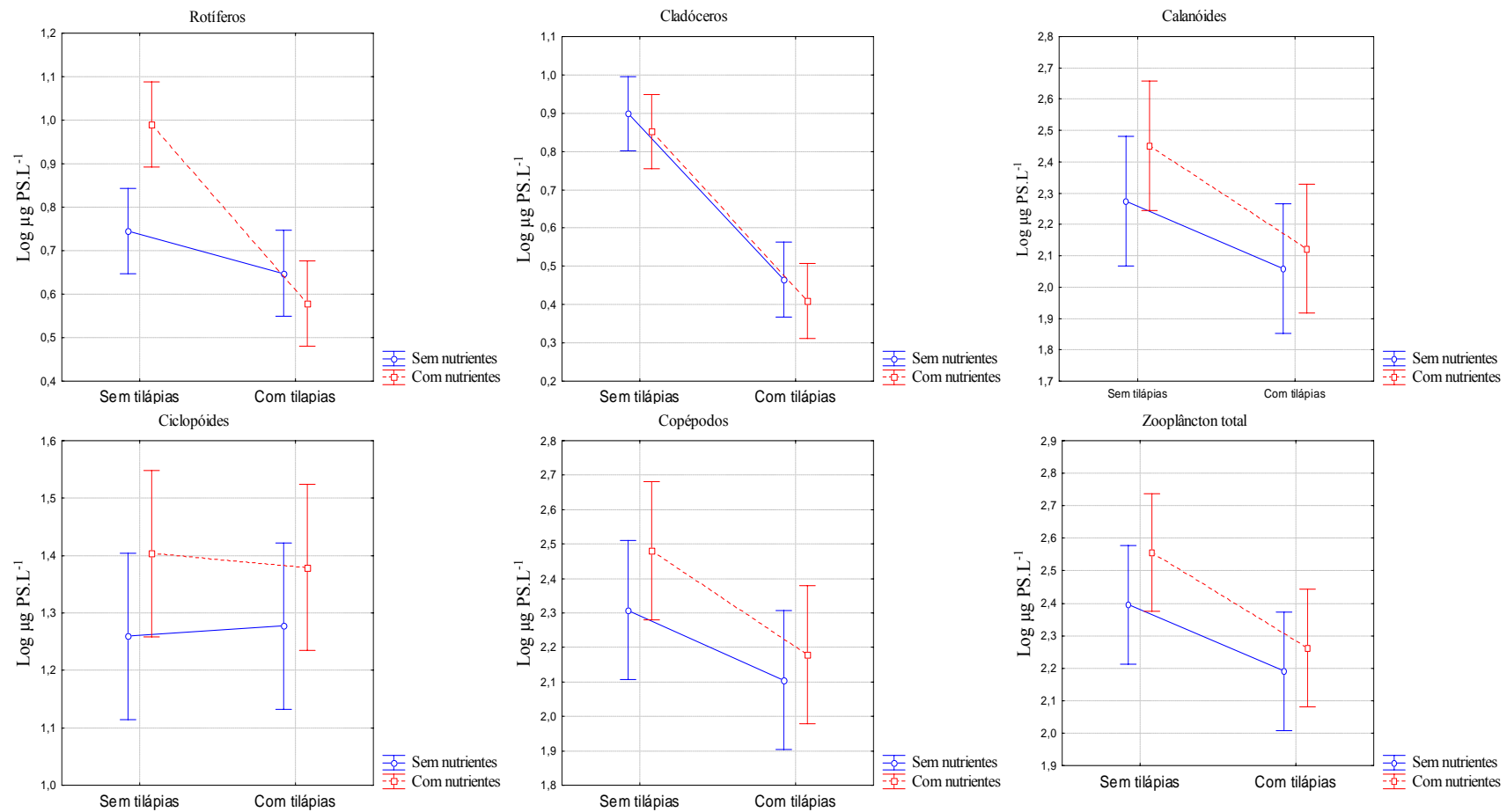


Figura 4: Efeitos da interação entre tilápias e nutrientes sobre os principais grupos zooplancônicos encontrados e zooplâncton total.

Tabela 6. Resultados da ANOVA bifatorial para testar os efeitos da tilápia, dos nutrientes e da interação entre esses fatores sobre o comprimento médio dos organismos zooplancônicos de maior porte.

Variáveis	gl	SQ	QM	F	valor de p
Moina sp.					
Efeito					
NP	1	0,00316	0,00316	1,11	0,314
T	1	0,01329	0,01329	4,66	0,060
T x NP	1	0,00224	0,00224	0,79	0,393
Erro	12	0,03425	0,00285		
C.cornuta					
Efeito					
NP	1	0,00434	0,00434	1,70	0,219
T	1	0,00077	0,00077	0,30	0,594
T x NP	1	0,00077	0,00077	0,30	0,594
Erro	11	0,02806	0,00255		
N.cearensis					
Efeito					
NP	1	0,0000	0,0000	0,0	0,937
T	1	0,0000	0,0000	0,0	0,961
T x NP	1	0,0007	0,0007	0,5	0,495
Erro	15	0,0229	0,0015		
Thermocyclops sp.					
Efeito					
NP	1	0,0028	0,0028	1,81	0,198
T	1	0,0019	0,0019	1,21	0,289
T x NP	1	0,0013	0,0013	0,87	0,367
Erro	15	0,0230	0,0015		

*Valores considerados significativos assumindo um valor de α igual a 0,05.

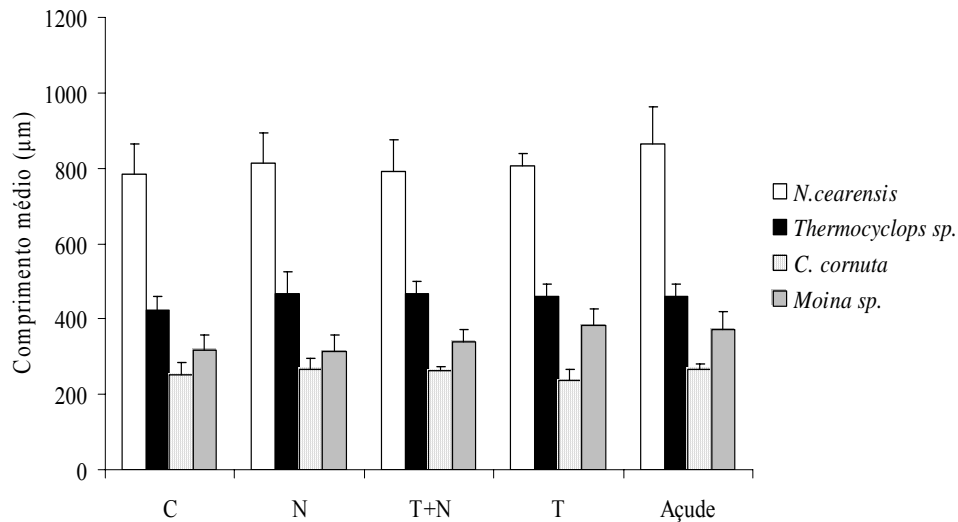


Figura 5. Comprimento médio e desvio padrão dos organismos zooplancônicos de maior porte nos tratamentos e no açude na quinta semana do experimento.

3.4 Biomassa das tilápias

A biomassa média dos peixes aumentou significativamente ao longo do experimento tanto no tratamento T ($t = -6,37$, $p = 0,0031$) quanto no tratamento T+NP ($t = -14,46$; $p = 0,0001$). Entretanto, não houve diferença significativa na biomassa de tilápias entre os dois tratamentos, $t = -0,2725$; $p = 0,7921$ (Figura 6).

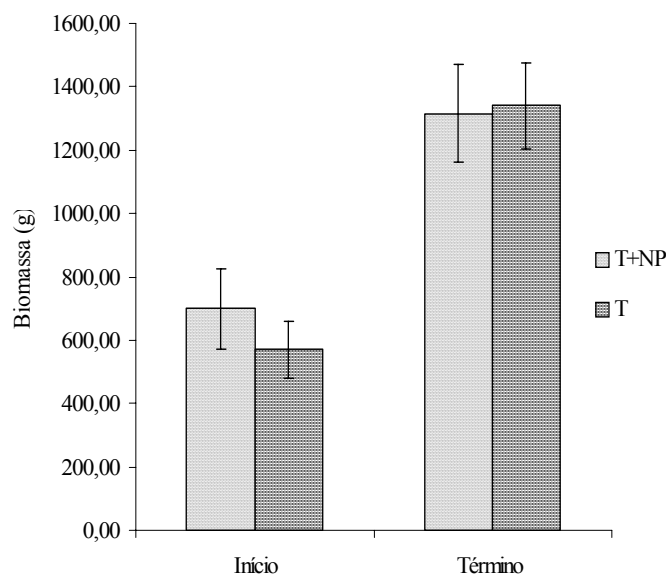


Figura 6: Valores médios e desvio padrão da biomassa de tilápias no início e no fim do experimento.

4. Discussão

Vários estudos em lagos tropicais e temperados têm demonstrado que o enriquecimento por nutrientes tende a reduzir a transparência da água e aumentar a biomassa e densidade fitoplanctônica (Scheffer *et al.* 1993; Stephen *et al.* 2004; Moss *et al.* 2004; Acuña *et al.* 2008). Os resultados do presente estudo mostraram que o enriquecimento por nutrientes não produziu nenhum efeito sobre a biomassa fitoplanctônica total. Em alguns casos o enriquecimento por nutrientes pode alterar a estrutura da comunidade fitoplanctônica sem alterar sua biomassa total uma vez que em ambientes eutróficos, quando os nutrientes estão em níveis elevados, a comunidade fitoplanctônica pode ser mais influenciada por outros fatores como a disponibilidade de luz e a herbivoria do que às mudanças nos níveis de nutrientes (Lynch & Shapiro 1981).

A disponibilidade de luz não parece ter sido um fator limitante para o crescimento do fitoplâncton nos mesocosmos, pois mesmo com uma redução significativa do Secchi em todos os tratamentos não houve efeito significativo sobre a biomassa fitoplanctônica quando feita a ANOVA com medidas repetidas. Uma razão para explicar a ausência de efeito da adição de nutrientes sobre a biomassa fitoplanctônica seria a absorção dos nutrientes pelo perifíton aderido às paredes dos mesocosmos (Rectenwald & Drenner 2000) e/ou precipitação dos nutrientes ao se ligar a íons ou compostos orgânicos que deve ter reduzido a disponibilidade de nutrientes na coluna d'água limitando assim o crescimento fitoplanctônico.

O aporte de nutrientes é um fator regulador importante da composição e biomassa da comunidade fitoplanctônica (Dillon & Rigler 1975). A dominância de cianobactérias em ecossistemas aquáticos geralmente está relacionada com a concentração de nutrientes na coluna d'água. Baixas razões N:P geralmente favorecem a dominância de cianobactérias que podem fixar N₂ diretamente da atmosfera (Smith 1983). No presente trabalho, embora a razão N:P nos tratamentos com tilápias tenha sido elevada (>32:1), os resultados mostraram que houve um aumento na proporção do biovolume de cianobactérias principalmente das espécies *Cylindrospermopsis* sp. e *Aphanocapsa delicatissima*, porém outros fatores podem ter beneficiado a dominância de cianobactérias, como a baixa transparência da água (Scheffer *et al.* 1997). Além disso, peixes planctívoros como a tilápia podem contribuir com o aumento da densidade de cianobactérias (Starling *et al.* 1990; Starling *et al.* 2002), através da predação sobre o zooplâncton e a reciclagem de nutrientes (Attayde & Hansson 2001).

A teoria de cadeias alimentares (Hairston *et al.* 1960, Fretwell 1977, Oksanen *et al.* 1981) prediz que a resposta da biomassa de produtores primários ao enriquecimento de nutrientes depende do comprimento das cadeias alimentares e deve aumentar na presença de peixes zooplactívoros mas se mantém relativamente constante na ausência dos mesmos. Os nossos resultados não suportam esta previsão da teoria provavelmente devido à onivoria da tilápia, negligenciada pela teoria, que pode exercer um controle direto sobre o fitoplâncton através da herbivoria. Por outro lado, a teoria de cadeias alimentares prediz que a biomassa de zooplâncton deve aumentar com o enriquecimento de nutrientes na ausência de peixes zooplactívoros mas se mantém relativamente constante na presença dos mesmos. Essa idéia é sustentada por algumas evidências empíricas (Shapiro 1995; Spencer & Ellis 1998; Stephen *et al.* 1998; Fenández-Alález *et al.* 2004). Os nossos resultados confirmam em parte as previsões da teoria uma vez que a biomassa de rotíferos aumentou com o aporte de nutrientes na ausência de tilápias.

A remoção de peixes planctívoros em lagos geralmente traz modificações na estrutura da comunidade zooplânctônica, favorecendo principalmente espécies de grande porte que exercem uma forte pressão de herbivoria sobre o fitoplâncton. Portanto, se peixes planctívoros estão presentes, a biomassa de algas aumentará proporcionalmente com a capacidade dos peixes em manter os herbívoros em baixos níveis (Carpenter et al. 1987). A maior parte dos experimentos manipulando peixes onívoros em sistemas eutróficos mostra que sua presença tende a aumentar a abundância, biomassa ou produção primária fitoplanctônica (Drenner *et al.* 1996). Peixes onívoros filtradores geralmente aumentam a biomassa de algas nanoplanctônicas, as quais não são eficientemente consumidas por esses peixes (Drenner et al. 1984, 1987; Proulx *et al.* 1996). Alguns estudos experimentais, no entanto, mostram que peixes planctívoros e onívoros podem exercer um efeito negativo sobre o zooplâncton sem causar qualquer efeito sobre a biomassa fitoplanctônica total (Diana *et al.* 1991; Qin & Culver 1995; Romo *et al.* 2004; Acuña *et al.* 2008; Attayde et al. 2007; Okun *et al.* 2008). Okun *et al.* (2008) através de uma análise experimental no mesmo lago e nos mesmos mesocosmos do presente estudo, mostraram que as tilápias reduziram o zooplâncton de maior porte e aumentaram o fitoplâncton de menor porte (GALD < 50 µm) sem que houvesse um efeito sobre o fitoplâncton e zooplâncton total. Entretanto, em nosso estudo as tilápias tiveram um papel maior como herbívoro através da redução do biovolume das algas de maior porte e como competidor e predador do zooplâncton, mas mesmo assim esses efeitos não favoreceram o crescimento de algas de pequeno porte (GALD < 50 µm).

Estudos anteriores evidenciaram que a biomassa da comunidade fitoplanctônica e qualidade da água devem depender da biomassa dos peixes planctívoros em reservatórios eutróficos tropicais (Lazzaro *et al.* 1992; Drenner *et al.* 1996, Starling *et al.* 1998). Embora a biomassa das tilápias tenha duplicado, comparando-se o início e o fim do período experimental, esse fator não contribuiu com o aumento da biomassa fitoplanctônica nos mesocosmos. O enorme ganho de biomassa das tilápias deve ter sido em função do seu forte controle sobre o zooplâncton, algas de grande porte (GALD ≥ 50 µm) e possivelmente do perifíton aderido às paredes dos mesocosmos. Como a biomassa das tilápias no tratamento com nutrientes foi igual ao tratamento sem nutrientes, isso indica que o crescimento dela não dependeu dos nutrientes adicionados descartando a hipótese de que os nutrientes poderiam ter se acumulado na biomassa dos peixes.

Apesar da forte pressão de predação das tilápias sobre o zooplâncton não houve mudanças na composição e estrutura de tamanho da comunidade zooplânctônica, e também

não foi detectado um efeito de controle descendente (“top-down”) sobre a biomassa fitoplanctônica. Apesar de existirem evidências de que cascatas tróficas são mais intensas em lagos eutróficos do que em oligotróficos (Drenner *et al.* 1996, 1998; Jeppesen *et al.* 2003) o efeito do enriquecimento somado a redução da biomassa zooplanctônica pelas tilápias nos tratamentos (T+N) não intensificou o efeito sobre a biomassa fitoplanctônica. A ausência de um efeito trófico em cascata deve estar ligada à baixa capacidade do zooplâncton e alta capacidade das tilápias de consumir as algas de grande porte (GALD $\geq 50\mu\text{m}$) que foram dominantes nos mesocosmos durante o período experimental.

Nutrientes e peixes não atuam como reguladores independentes das comunidades planctônicas, além disso apresentam efeitos que muitas vezes só podem ser preditos através do entendimento dos seus efeitos combinados (Lancaster & Drenner 1990; Faafeng *et al.* 1990). Entretanto, os resultados mostram que não houve uma interação sinérgica entre os efeitos das tilápias e dos nutrientes sobre a biomassa fitoplanctônica e zooplanctônica total, não sustentando assim a hipótese de que peixes onívoros possuem efeitos mais fortes sobre a biomassa fitoplanctônica e zooplanctônica quanto maior o estado trófico do ecossistema aquático (Drenner *et al.* 1996, 1998, Pace *et al.* 1999). Diversos fatores podem explicar a ausência de interação entre os efeitos dos peixes e nutrientes sobre a biomassa total do fitoplâncton e zooplâncton como: (i) a estrutura de tamanho e composição taxonômica das comunidades planctônicas do lago (Lynch & Shapiro 1981); (ii) o estado trófico do ambiente no início do experimento (Lynch & Shapiro 1981; Stephen *et al.* 2004) e (iii) a onivoria da tilápia e conseqüente consumo do fitoplâncton pelos peixes (Lu *et al.* 2006).

As únicas variáveis que responderam significativamente aos efeitos de interação entre tilápias e nutrientes foram a biomassa de rotíferos e a transparência da água. A interação entre tilápias e nutrientes sobre os rotíferos, indica que independente dos níveis de nutrientes na coluna d’água as tilápias reduzem a biomassa de rotíferos e que esses organismos são beneficiados pelo enriquecimento de nutrientes somente na ausência das tilápias. Entretanto, alguns experimentos de biomanipulação demonstraram que rotíferos são beneficiados com a presença de peixes planctívoros através da redução do zooplâncton de maior porte (Drenner *et al.* 1989; Diana *et al.* 1991; Qin & Culver 1995; Romo *et al.* 2004; Stephen *et al.* 2004).

O hábito das tilápias em ressuspender o sedimento e a ação de mistura da coluna d’água, que pode retardar a sedimentação de partículas em suspensão, devem ter sido os principais fatores que contribuíram com a redução significativa da transparência da água nos mesocosmos com tilápias, uma vez que na presença das tilápias a transparência da água

permaneceu baixa independentemente do nível de nutrientes na coluna d'água, sugerindo claramente que o efeito da tilápia sobre a transparência da água envolve outros mecanismos que não tem a ver com o aumento da produtividade do sistema.

Uma meta-análise de 11 experimentos em mesocosmos em lagos temperados, com um delineamento experimental semelhante ao nosso estudo, demonstrou que a comunidade fitoplanctônica pode ser muito mais influenciada pelo aporte de nutrientes do que pela presença ou ausência de peixes planctívoros (Moss *et al.* 2004), indicando que o controle do aporte externo de nutrientes deve ser mais eficaz do que a biomanipulação na restauração de lagos eutróficos temperados. Entretanto, os nossos resultados sugerem o contrário e indicam que a manipulação dos estoques de tilápias pode ter um papel importante na regulação da comunidade planctônica dos reservatórios do nordeste brasileiro. Portanto, com base neste estudo podemos concluir que a biomanipulação deve ser considerada como uma estratégia prioritária de manejo de reservatórios eutrofizados em regiões semi-áridas tropicais.

5. Referências

- Acuña, P., Vila, I. & Marín, V.H. (2008). Short-term of phytoplankton to nutrient enrichment and planktivorous fish predation in a temperature South American mesotrophic reservoir. *Hydrobiologia*, **600**:1, 131-138
- APHA (1997) Standard methods for the examination of water and wastewater. 17th ed., Washington, DC.
- Attayde, J.L., Okun, N., Brasil, J., Menezes, R. & Mesquita, P. (2007). Impactos da introdução da tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus*, sobre a estrutura trófica dos ecossistemas aquáticos do bioma Caatinga. *Oecol.Bras.*, 11 (3): 450 – 461.
- Attayde, J. L. & Hansson, L. A. (2001). Fish-mediated nutrient recycling and the trophic cascade in lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*. 58, 1924-1931.
- Bottrell, H.H., Duncan, A., Gliwicz, Z.M., Grygierek, E., Herzing, A., Hillbricht-Ilkowska, A., Kurasawa, H., Larsson, P. & Weglenska, T. (1976). A review of some problems in zooplankton production studies. *Norw. J. Zool.*, 24: 419-456.
- Brasil (2005) Ministério da Integração Nacional. Relatório Final, Grupo de Trabalho Interministerial para Redelimitação do Semi-árido Nordeste e do Polígono das Secas.

- Brasil (2004). Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Recursos Hídricos. Programa de Ação Nacional de Combate à Desertificação e mitigação dos Efeitos da Seca PAN - Brasil.
- Brett, M.T. & Goldman, C.R. (1997) Consumer versus resource control in freshwater pelagic food webs. *Science*, 275: 384-386.
- Brooks, J.L. & Dodson, S.I. (1965) Predation, body size and composition of plankton. *Science*, 150: 28-35
- Carpenter, S. R, Kitchell, J. F. & Hodgson, J. R. (1988) Cascading trophic interactions and Lake Productivity. *Bioscience*. 35 (10): 635-639.
- Carpenter, S. R & Kitchell, J. F. (1993) *The Trophic Cascade in Lakes*. Great Britain: Cambridge University Press, 385 p.
- Chase, M. C. (2000) Are there real differences among aquatic and terrestrial food webs? *Trends Ecol. Evol.* 15 (10): 408-412.
- Chumchal, M. M. & Drenner, R. W. (2004) Interrelationships between phosphorus loading and common carp in the regulation of phytoplankton biomass. *Arch. Hydrobiol.* 161 (2): 147-158.
- DeAngelis, D.L., Bartell, S.M. & Brenkert, A.L. (1989) Effects of Nutrient Recycling and Food-chain Length on Resilience. *The American Naturalist*, 134 (5): 777-805.
- Diana, J. S., Dettweiler, D. J. & Lin, C. K. (1991) Effect of Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*) on the ecosystem of aquaculture, and its significance to the trophic cascade hypothesis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*. 48: 183-190.
- Dillon, P.J. & Rigler, F.H (1975) A simple method for predicting the capacity of a lake for development based on lake trophic status. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*. 31: 1518 – 1531.
- Drenner, R.W., Taylor, S.B., Lazzaro, X. and Kettle, D. (1984) Particle-grazing and plankton community impact of an omnivorous cichlid. *Trans. Amer. Fish. Soc.*, 113, 397-402.
- Drenner, R.W., Hambright, G.L., Vinyard, G.L., Gophen, M. and Pollinger, U. (1987) Experimental study of size-selective phytoplankton grazing by a filter-feeding cichlid

- and the cichlid's effects on plankton community structure. *Limnology and Oceanography*, 32, 1138-1144.
- Drenner, R. W., Smith, J. D. & Threlkeld, S. T. (1996) Lake trophic state and the limnological effects of omnivorous fish. *Hydrobiologia*. 319: 213-223.
- Drenner, R. W., Gallo, K. L., Baca, R. M. and Durward Smith, J. (1998) Synergistic effects of nutrient loading and omnivorous fish on phytoplankton biomass. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 55: 2087-2096.
- Eskinazi-Sant'Anna, E., Menezes, R.F., Costa, I., Panosso, R., Araújo, M.F. & Attayde, J.L. (2007) Composição da comunidade zooplancônica em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. *Oecologia Brasiliensis* 11 (3): 345-356.
- Faafeng, B.A., Hessen, D.O., Brabrand, A. & Nilssen, J.P. (1990). Biomanipulation and food-web dynamics – the importance of seasonal stability. 200/201: 119-128.
- Fagan, W.F. (1997) Omnivory as a stabilizing feature of natural communities. *The American Naturalist*. 150: 554-567.
- Fernández-Aláez, M., Fernández-Aláez, C., Bécares, E., Valentin, M., Goma, J. & Castrillo, P. (2004). A 2-year experimental study on nutrient and predator influences on food web constituents in a shallow lake of north-west Spain. *Freshwater Biology*. 49: 1574 – 1592.
- Fretwell, S.D. (1977). The regulation of plant communities by the food chains exploiting them. – *Perspect.Biol.Med.* 20: 169 – 185.
- Finke, D.L. and Denno, R.F. (2005) Predator diversity and the functioning of ecosystems: the role of intraguild predation in dampening trophic cascades. *Ecology Letters*, 8: 1299-1306.
- Figueredo, C. C. & Giani, A. (2005). Ecological interactions between Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*) and phytoplanktonic community of the Furnas Reservoir (Brazil). *Freshwater Biology*. 50: 1391-1403.
- Hairston, N. G., Smith, F. E. & Slobodkin, L.B (1960) Community structure, population control, and competition. *The American Naturalist*, 94: 421-425.
- Hansson, L-A, Annadotter, H., Bergman, E., Hamrin, S.F., Jeppesen, E., Kairesalo, T., Luokkanen, E., Nilsson, P-Å, Sondegaard, M. & Strand, J. (1998). Biomanipulation as an application of food chain theory: constraints, synthesis and recommendations for temperate lakes. *Ecosystems*, 1: 558-574.

- Hrbacek, J., Bvorakova, K., Korinek, V. & Prochazkova, L. (1961) Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition of the zooplankton and the intensity of metabolism of the whole plankton association. *Verh. Int. Ver. Theor. Ang. Limnol.*, 14: 192-195.
- Jeppesen, E., Jensen, J. P., Sondergaard, M. & Lauridsen, T. (1999) Trophic dynamics in turbid and Clearwater lakes with special emphasis on the role of zooplankton for water clarity. *Hydrobiologia*, 408/409: 217-231.
- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Jensen, C., Faafeng, B., Hessen, D. O., Søndergaard, M., Lauridsen, Brettum & Christoffersen (2003) The impact of nutrient state and lake depth on top-down control in the pelagic zone of lakes: A study of 466 lakes from the temperate zone to the Arctic. *Ecosystems*, 6: 313-325.
- Jespersen, A. M. & Christoffersen, K. (1987) Measurements of chlorophyll-a from phytoplankton using ethanol as extraction solvent. *Arch. Hydrobiol.* 109: 445-454.
- Lazzaro, X., Bouvy, M., Ribeiro-Filho, R.A., Oliveira, V.S., Sales, L.T., Vasconcelos, A.R.M. & Mata, M.R. (2003) Do fish regulate phytoplankton in shallow eutrophic Northeast Brazilian reservoirs. *Freshwater Biology* 48: 649-668.
- Lancaster, H. F. & Drenner, R. W. (1990). Experimental mesocosm study of the separate and interactions effects of phosphorus and mosquitofish (*Gambusia affinis*) on plankton community structure. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 47: 471-479.
- 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.
- Lu, K., Jin, C., Dong, S., Gu, B. & Bowen, S.H. (2006) Feeding and control of blue-green algal blooms by tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Hydrobiologia*, 568: 111-120.
- Lynch, M. & Shapiro, J. (1981) Predation, enrichment, and phytoplankton community structure. *Limnology and oceanography*, 26 (1): 86-102.
- Lund J. W. G.; Kipling & Lecren, E. D. (1958). The inverted microscope method of estimating algae number and the statistical basis of estimating by counting. *Hydrobiologia*, 11: 143-170.
- Margalef, R (1983). *Limnologia*. Barcelona: Editorial Ômega.
- McCann, K. & Hastings, A. (1997) Re-evaluating the omnivory-stability relationship in food webs. *Proc. R. Soc. Lond. B.*, 264: 1249 – 1254.

- McQueen, D.J., Post, J.R. & Mills, E.L. (1986). Trophic relationships in freshwater pelagic ecosystems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43: 1571 – 1581.
- Medeiros, V.M.A. (2005) Bacia experimental de Serra Negra do Norte, RN – Implantação, monitoramento e modelagem. Dissertação (mestrado em engenharia sanitária), Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, Rio Grande do Norte, 106 p.
- Meijer M-L, de Boois, I, Scheffer, M., Portielje, R. & Hospe, R.(1999) Biomanipulation in the Netherlands: an evaluation of 18 case studies in shallow lakes. *Hydrobiologia*, 408/409: 13 – 30.
- Moss, B., Stephen, D., Balayla, D.M., Bécares, E., Collings, S.E., Fernández-Aláez, C., Fernández-Aláez, M., Ferriol, C., García, P., Gomá, J., Gyllström, M., Hansson, L.-A., Hietala, J., Kaireselo, T., Miracle, M.R., Romo, S., Rueda, J., Stahl-Delbanco, A., Svensson, M., Vakkilainen, K., Valentín, M., Van De Bund, W.J., Van Donk, E., Vicente, E. & Villena, M.J. (2004). Continental-scale patterns of nutrient and fish effects on shallow lakes: synthesis of a pan-European mesocosm experiment. *Freshwater Biology*, 49:
- Muller, R & Weidemann, O. (1955). Die Bestimmung des Nitrat-Ions in Wasser. *Von Wasser*. 22, 247p.
- Oksanen, L., Fretwell, S. D., Arruda, P. & Niemela (1981). Exploitation ecosystem in gradients of primary productivity. *Am. Nat.* 118: 240 – 261.
- Okun, N., Brasil, J., Attayde, J.L. & Costa, I.A.S. (2008) Omnivory does not prevent trophic cascades in pelagic food webs. *Freshwater Biology*, 53: 129-138.
- Pace, M.L & Orcutt, J.D.Jr. (1981) The relative importance of protozoans, rotifers and crustaceans in a freshwater zooplankton community. *Limnology and Oceanography*, 26: 822-830.
- Pace, M.L., Cole, J.J., Carpenter, S.R. and Kitchell, J.F. (1999) Trophic cascades revealed in diverse ecosystems. *Trends Ecol. Evol.*, 14, 483-488.
- Perrow, M.R., Meijer, M-L, Dawidowicz, P. & Coops, H. (1997) Biomanipulation in shallow lakes: state of the art. *Hydrobiologia*, 342/343: 355 – 365.
- Proulx, M., Pick, F.R., Mazumder, A., Hamilton, P.B. & Lean, D.R.(1996). Effects of nutrients and planktivorous fish on the phytoplankton of shallow and deep aquatic systems. *Ecology* (77) 5: 1556 – 1572.

- Qin, J. & Culver, D.A. (1995). Separate and combined effects of larval Walleye and fertilization on plankton community structure in enclosures. *Journal of Freshwater Ecology*, 4: 385 – 391.
- Rectenwald, L.L & Drenner, R.W. (2000) Nutrient removal from wastewater effluent using an ecological water treatment system. *Environ. Sci. Technol.* 34: 522 – 526.
- Romo, S., Miracle, M.R., Villena, M-J., Rueda, J., Ferriol, C. & Vicente, E. (2004) Mesocosm experiments on nutrient and fish effects on shallow lake food webs in a Mediterranean climate. *Freshwater Biology*, 49: 1593 – 1607.
- Roozen, F.C. J. M., Lürling, M., Vlek, H., Van Der Pouw Kraan, E. A. J. , Ibelings, B. S. & Scheffer, M. (2007) Resuspension of algal cells by benthivorous fish boosts phytoplankton biomass and alters community structure in shallow lakes. *Freshwater biology*, 52: 977 – 987.
- Rosenzweig, M.L (1971) Paradox of enrichment: destabilization of exploitation ecosystems in ecological time. *Science*, 171: 385-387.
- Ruttner-Kolisko, A. (1977) Suggestions for biomass calculation of plankton rotifers. *Archiv für Hydrobiologie Beihefte Ergebnisse der Limnologie*, 8: 71-76.
- Schaus, M. H. & Vanni, M. J. (2000). Effects of Gizzard Shad on phytoplankton and nutrient dynamics: role of sediment feeding and fish size. *Ecology*. 81, No. 6, 1701-1719.
- Scheffer, M., Hosper, S.H., Meijer, M-L., Moss, B. & Jeppesen, E. (1993). Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends Ecol. Evol.*, 8: 275-279.
- Scheffer, M. (1998). '*Ecology of Shallow Lakes*'. A book in the Population and Community Biology Series, Chapman & Hall.
- Shapiro, J. (1995). Lake restoration by manipulation – a personal view. *Environmental Review*, 3: 255 – 270.
- Smith, V.H. (1983) Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science*, 221: 669-671.
- Spencer, C.N. & Ellis, B.K. (1998) Role of nutrients and zooplankton in regulation of phytoplankton in Flathead Lake (Montana, U.S.A.), a large oligotrophic lake. *Freshwater Biology*. 39: 755 – 763.
- Souza, W., Attayde, J. L., Rocha, E. S. & Eskinazi-Sant'Anna (2008) The response of zooplankton assemblages to variations in the water quality of four man-made lakes in semi-arid northeastern Brazil (no prelo)

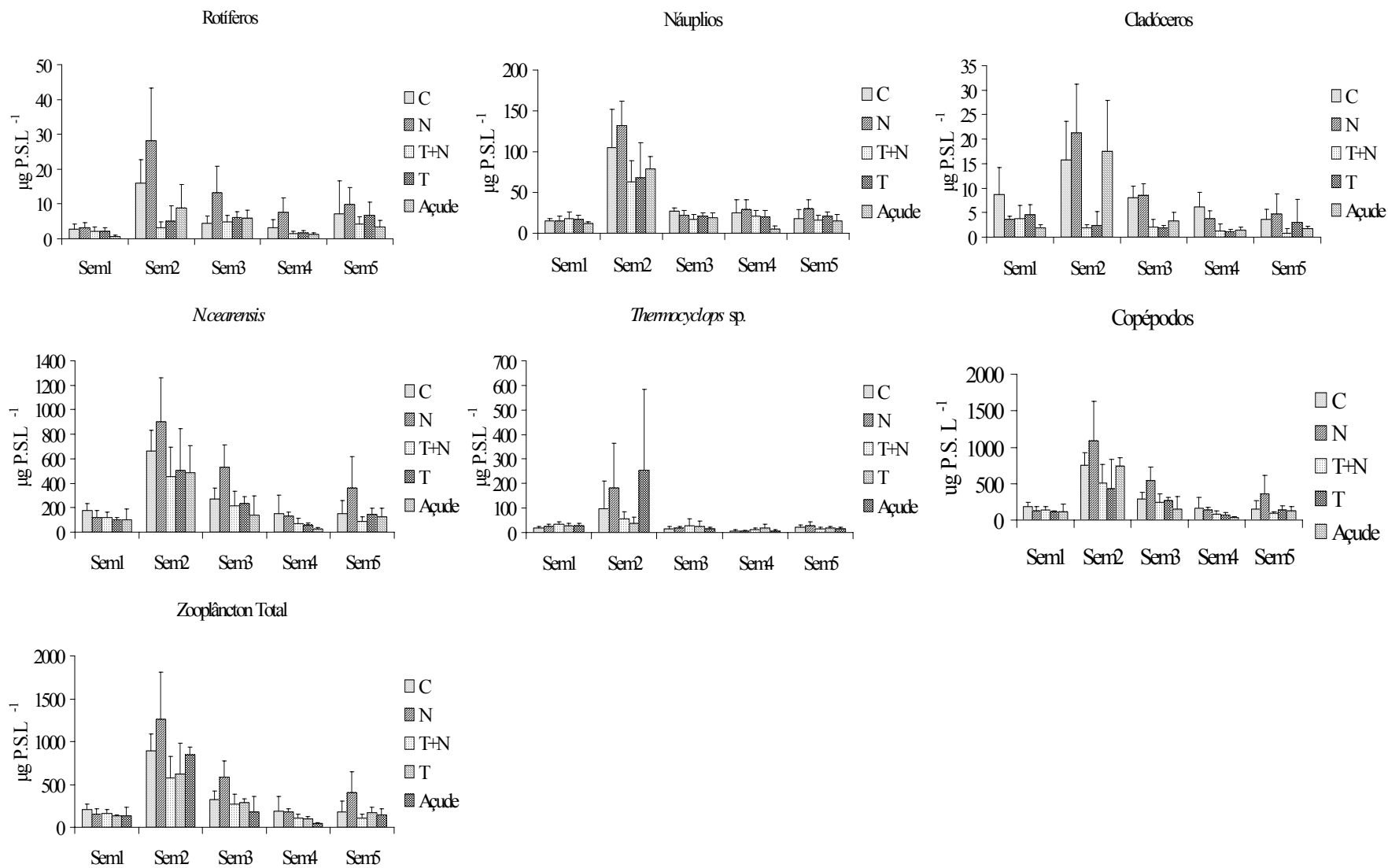
- Sperling, E. V. (1998) Seca no Nordeste – yes, temos alternativa. *Água em revista*, ano VI, 10: 82-84.
- Starling, F. L. R. M. & Rocha, A. J. A. (1990). Experimental study of the impacts of planktivorous fishes on plankton community and eutrophication of a tropical Brazilian reservoir. *Hydrobiologia*. 200/201, 581-591.
- Starling, F., Lazzaro, X., Cavalcanti, C., and Moreira, R. (2002). Contribution of omnivorous tilapia to eutrophication of a shallow tropical reservoir: evidence from a fish kill. *Freshwater Biology*. 47: 2443-2452.
- Stephen, D., Balayla, D. & Phillips, G. (1998). The relative importance of top-down and bottom-up control of phytoplankton in a shallow macrophyte-dominated lake. *Freshwater Biology*. 39: 699 – 713.
- Stephen, D., Balayla, D.M., Bécares, E., Collings, S.E., Fernández-Aláez, C., Fernández-Aláez, M., Ferriol, C., García, P., Gomá, J., Gyllström, M., Hansson, L.-A., Hietala, J., Kaireselo, T., Miracle, M.R., Romo, S., Rueda, J., Stahl-Delbanco, A., Svensson, M., Vakkilainen, K., Valentín, M., Van De Bund, W.J., Van Donk, E., Vicente, E., Villena, M.J. & Moss, B. (2004). Continental-scale patterns of nutrient and fish effects on shallow lakes: introduction to a pan-European mesocosm experiment. *Freshwater Biology*, 49: 1517 - 1524
- Stich, H.B. & Brinker, A. (2005). Less is better: Uncorrected versus pheopigment-corrected photometric chlorophyll-*a* estimation. *Arch. Hydrobiol.* 162 (1): 111-120.
- Turker, H., Eversole, A.G. & Brune, D.E. (2003) Filtration of green algae and cyanobacteria by Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*, in the Partitioned Aquaculture System. *Aquaculture* 215: 93-101.
- Uhelinger, V (1964). Étude statistique des méthodes de dénombrement planctonique. *Arch Sci.* 17: 121-23.
- Ütermol, H. (1958). Zur vervollkommung der quantitativen phytoplankton methodik. *Mitt Int cer Theor Angew Limnol.* 9: 1-38.
- Valderrama, J.C. (1981). The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry*. 10: 109-122.
- Vanni, M.J. (1987) Effects of nutrients and zooplankton size on the structure of a phytoplankton community. *Ecology*, 68(3): 624-635.

- Vanni, M.J. & Layne, C.D. (1997) Nutrient recycling and herbivory as mechanisms in the “top-down” effect of fish on algae in lakes. *Ecology*, 78: 21-40.
- Vanni, M. J. (2002). Nutrient cycling by animals in freshwater ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 33, 341–370.

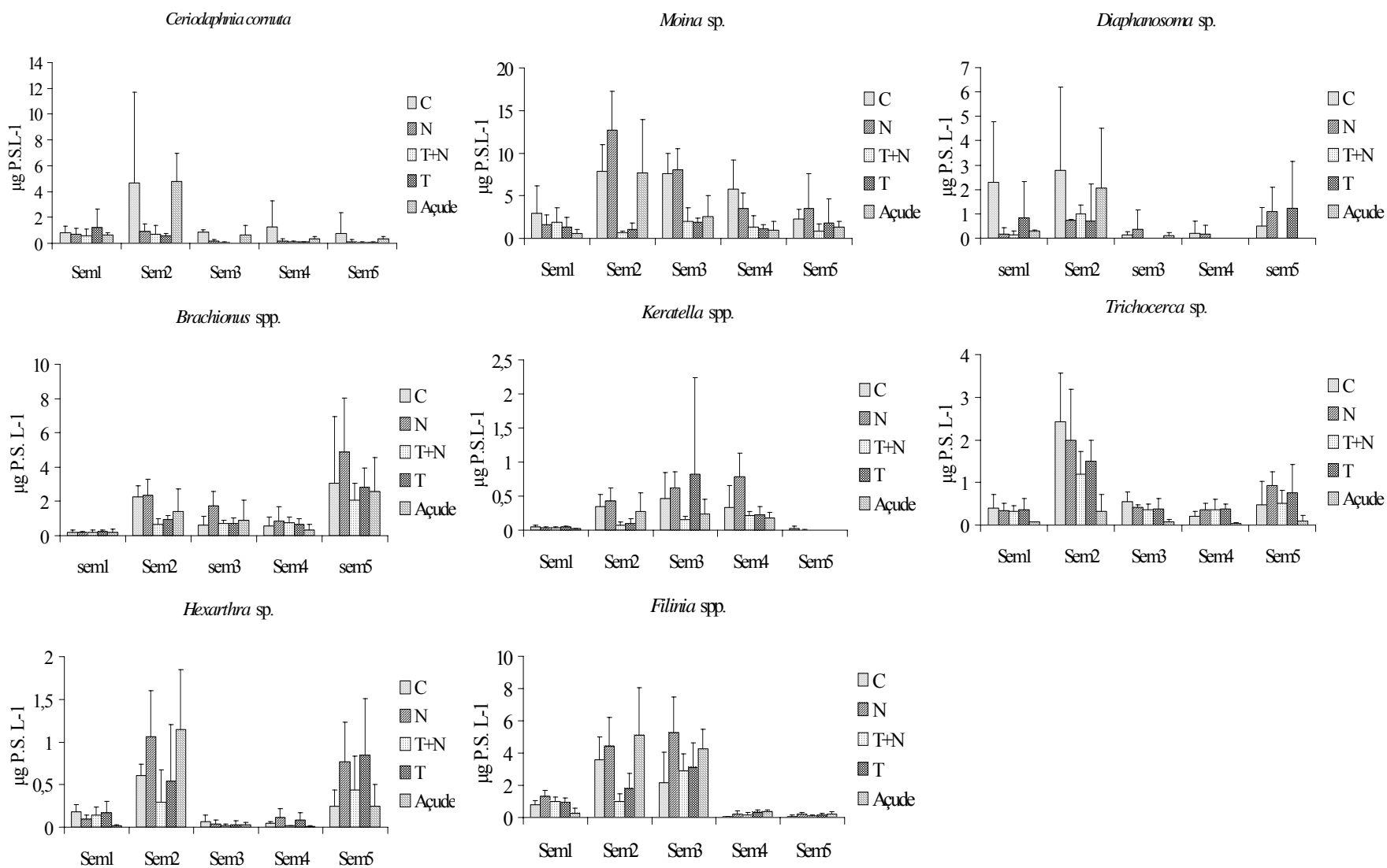
6. Anexos

Anexo 1. Médias e desvio padrão das variáveis: profundidade do Secchi, clorofila *a*, fósforo total, nitrogênio total e razão N:P.

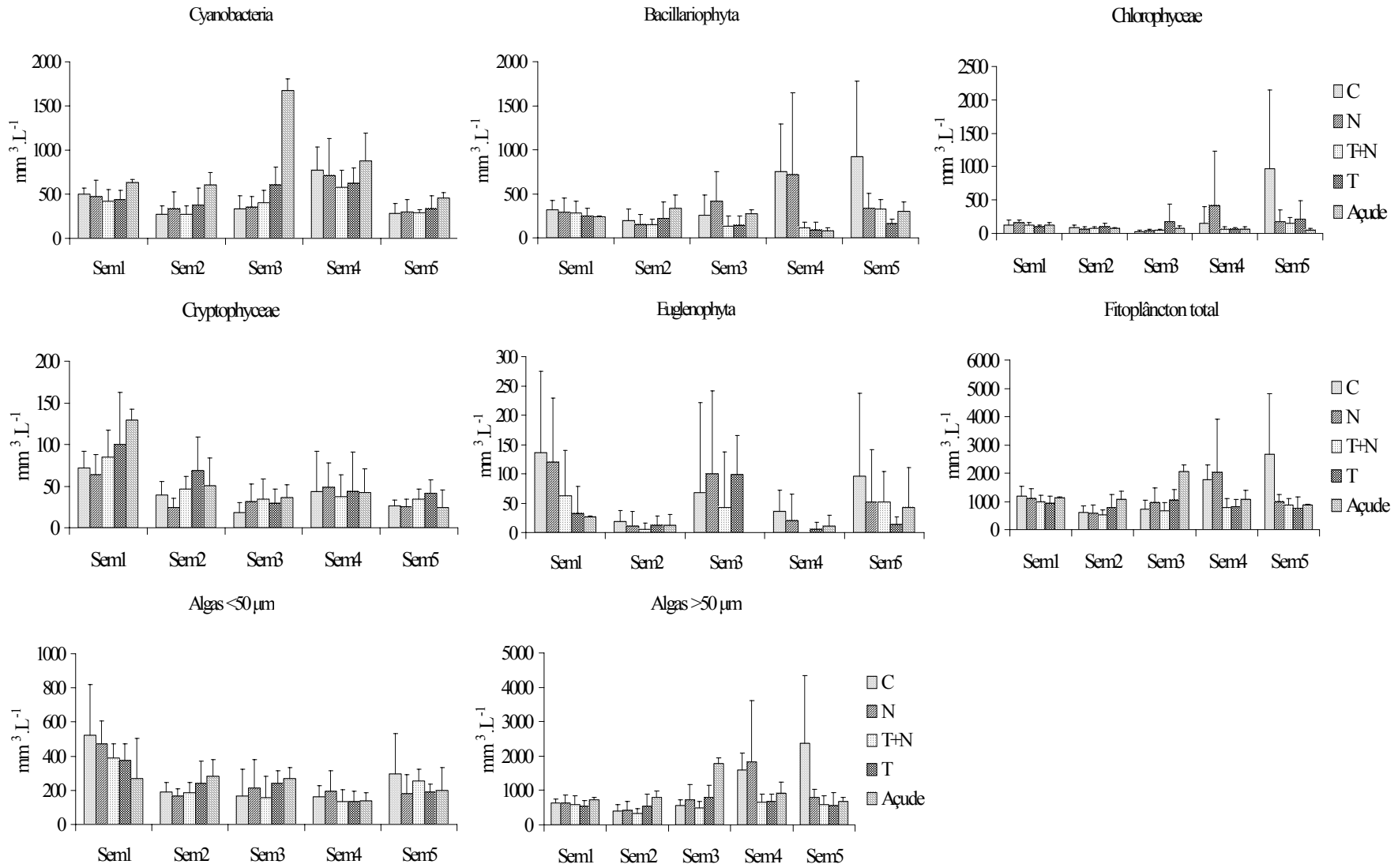
Variáveis	C		N		T+N		T		Açude	
	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP
Semana 1										
Secchi (m)	0,90	0,12	0,96	0,13	0,74	0,07	0,70	0,04	0,90	0,00
Clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	2,24	1,04	2,56	2,07	4,48	3,08	4,24	2,76	9,19	13,00
P total (mg.L^{-1})	0,068	0,004	0,059	0,004	0,063	0,009	0,069	0,012	0,059	0,015
N total (mg.L^{-1})	2,43	0,19	2,55	0,21	2,55	0,17	2,37	0,24	2,42	0,19
N:P	36,10	3,96	43,24	5,99	41,19	4,73	34,74	5,40	42,10	7,80
Semana 2										
Secchi (m)	0,99	0,18	0,96	0,12	0,85	0,09	0,86	0,11	0,72	0,06
Clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	3,20	1,50	3,20	1,60	3,84	1,91	4,16	1,43	16,25	2,57
P total (mg.L^{-1})	0,066	0,012	0,069	0,012	0,061	0,005	0,066	0,008	0,069	0,004
N total (mg.L^{-1})	2,65	0,27	2,60	0,47	2,32	0,70	2,66	0,15	2,30	0,15
N:P	41,00	8,59	38,23	9,42	38,87	14,00	41,08	6,70	33,25	1,35
Semana 3										
Secchi (m)	0,97	0,10	0,84	0,11	0,78	0,03	0,80	0,07	0,70	0,00
Clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	1,68	0,66	4,56	1,56	4,28	3,40	4,32	2,18	10,92	4,55
P total (mg.L^{-1})	0,061	0,009	0,075	0,008	0,081	0,020	0,072	0,009	0,051	0,005
N total (mg.L^{-1})	2,34	0,09	2,25	0,25	2,42	0,12	2,14	0,11	2,44	0,10
N:P	38,72	5,13	30,53	5,54	32,30	11,51	30,14	4,14	47,95	6,22
Semana 4										
Secchi (m)	1,18	0,19	0,92	0,16	0,60	0,07	0,63	0,15	0,68	0,03
Clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	3,36	1,97	1,92	1,61	3,36	2,99	3,36	2,60	8,79	2,50
P total (mg.L^{-1})	0,066	0,006	0,066	0,012	0,064	0,005	0,066	0,008	0,062	0,003
N total (mg.L^{-1})	2,48	0,12	2,50	0,15	2,56	0,14	2,59	0,14	2,35	0,16
N:P	37,74	4,54	38,65	5,26	39,99	3,52	39,97	6,06	38,02	1,90
Semana 5										
Secchi (m)	1,01	0,02	0,75	0,21	0,72	0,08	0,68	0,04	0,60	0,00
Clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	6,24	1,91	5,76	1,91	7,36	1,31	4,96	1,31	8,79	3,02
P total (mg.L^{-1})	0,063	0,009	0,054	0,011	0,056	0,007	0,058	0,004	0,064	0,009
N total (mg.L^{-1})	2,44	0,20	2,32	0,22	2,50	0,13	2,37	0,08	2,18	0,36
N:P	39,23	6,45	44,66	10,98	44,97	4,02	41,27	2,65	35,14	9,24



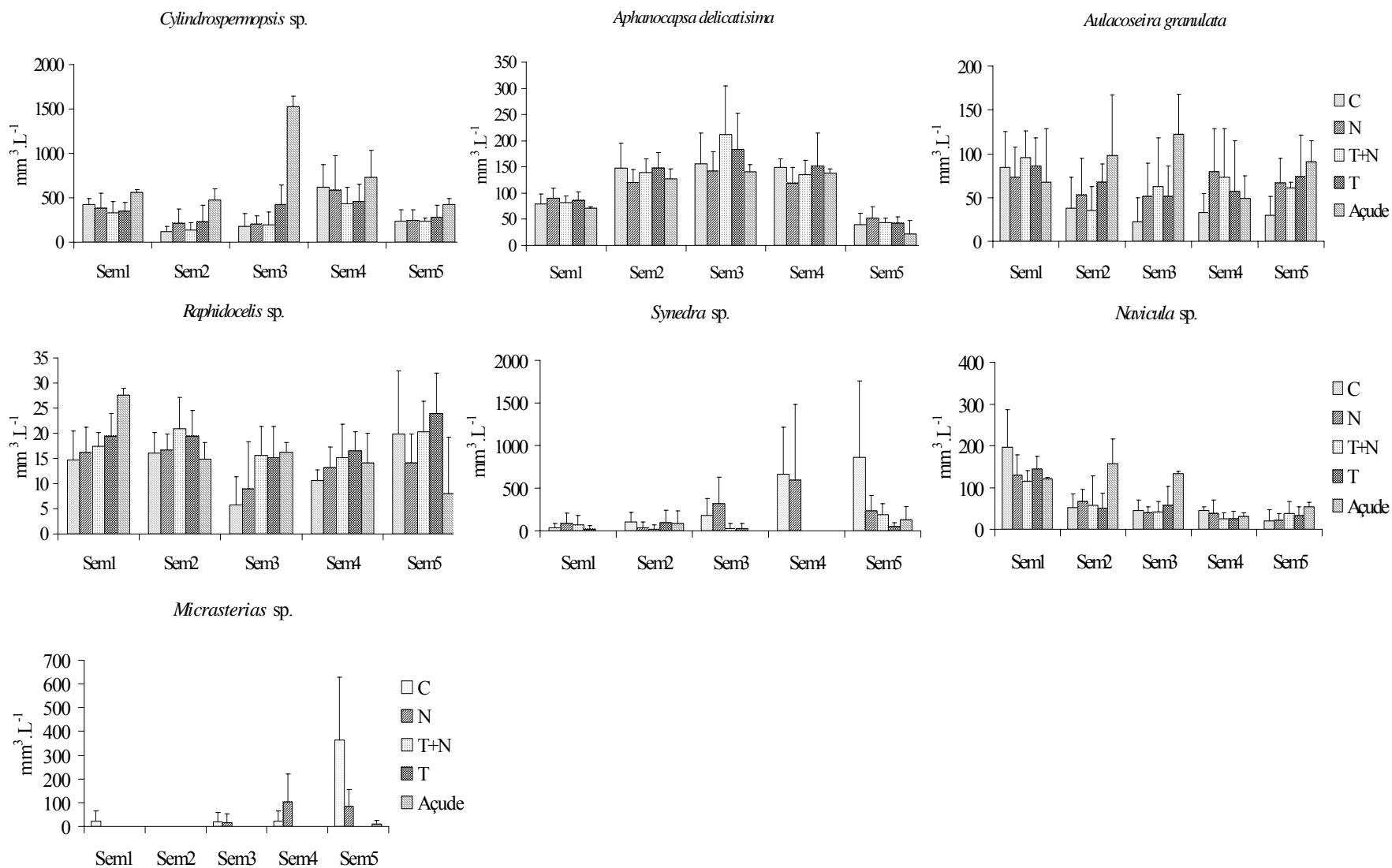
Anexo 2: Média e desvio padrão da biomassa de rotíferos, náuplios, cladóceros, *N. ceraensis*, *Thermocyclops* sp, copépodos e zooplâncton total ao longo das 5 semanas de experimento



Anexo 3: Média e desvio padrão da biomassa das principais espécies encontradas ao longo das 5 semanas de experimento



Anexo 4: Média e desvio padrão do biovolume das principais classes fitoplantônicas encontradas ao longo das 5 semanas amostradas em cada mesocosmo.



Anexo 5: Média e desvio padrão do biovolume das principais espécies fitoplactônicas encontradas ao longo das 5 semanas do experimento.



Anexo 7. Fotos dos mesocosmos utilizados durante o período do experimento.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)