

UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA NATUREZA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: ZOOLOGIA

**BIOMANIPULAÇÃO EXPERIMENTAL COMO FORMA DE
MELHORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA E OS SEUS
EFEITOS NA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA**

Autora: Ana Maria Alves de Medeiros

Orientadora: Maria Cristina Crispim

João Pessoa

Janeiro de 2013

UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA NATUREZA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: ZOOLOGIA

**BIOMANIPULAÇÃO EXPERIMENTAL COMO FORMA DE
MELHORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA E OS SEUS
EFEITOS NA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA**

Tese apresentada à Coordenação do curso de
Pós-Graduação em Ciências Biológicas,
Universidade Federal da Paraíba, como parte
dos requisitos necessários para a obtenção do
título de Doutor em Ciências Biológicas, área de
concentração em Zoologia

Autora: Ana Maria Alves de Medeiros

Orientadora: Maria Cristina Crispim

João Pessoa

Janeiro de 2013

M488b Medeiros, Ana Maria Alves de.
 Biomanipulação experimental como forma de
 melhoramento da qualidade da água e os seus efeitos na
 comunidade zooplanctônica / Ana Maria Alves de Medeiros.-
 João Pessoa, 2013.
 133f.
 Orientadora: Maria Cristina Crispim
 Tese (Doutorado) – UFPB/CCEN
 1. Zoologia. 2. Comunidade zooplanctônica.
 3. Eutrofização. 4. Bioindicador. 5. Manejo.

UFPB/BC

CDU: 59(043)

Ana Maria Alves de Medeiros

Biomaniplulação experimental como forma de melhoramento da qualidade da água e os
seus efeitos na comunidade zooplanctônica

Aprovado em ____ / ____ / ____

Banca Examinadora

Dra. Maria Cristina Crispim (Orientadora)

Dr. Alexandre Palma (examinador interno)

Dr. Luiz Carlos Serramo Lopez (examinador interno)

Dra. Maria Regina Vasconcelos Barbosa (suplente interno)

Dra. Eneida Eskinazzi Sant'Anna (examinadora externo UFOP)

Dr. Ênio Wocyli Dantas (examinador externo UEPB)

Dra. Luciana Gomes Barbosa (suplente externo UFPB)

“A bondade dos animais contrasta com a selvageria do ser humano”.

*Dedico este trabalho a Paulo por estar
sempre do meu lado e a Tia Verônica,
pelo seu carinho comigo desde que nasci.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, pode sempre estar do meu lado na alegria e na tristeza.

Ao meu marido e querido amigo Paulo, sua presença e o seu companheirismo torna meus dias cada vez mais felizes.

Aos meus pais por todo o apoio desde o dia em que abrí os olhos a primeira vez e aos meus irmãos por sempre torcerem por mim.

Agradeço a Tia Daguia pelo seu apoio e carinho todas as vezes que precisei. Obrigada por tudo tia, seu apoio foi muito importante para realização desta etapa.

A Cristina Crispim, orientadora de todo esse trabalho e amiga das horas boas e ruins. Obrigada por tudo Cris.

A Ana Karla por sua amizade e carinho comigo.

A Cyntya por ter me ajudado nos trabalhos de laboratório da tese e por toda a sua paciência.

A Jane Torelli por sua amizade e conselhos ao longo dos três anos e meio do doutorado.

Aos meus colegas do doutorado Felipe, Samuel, Raynner e a Dandara em especial, pela sua amizade.

Aos colegas do laboratório LABEA (Ana Carolina, Adriana, Bruna, Gabi, Gio, Jack, Júnior, Léo)

A Ana Catarina pela sua amizade e a Celina.

Aos membros da banca examinadora, pelo tempo dedicado na avaliação da tese.

Ao PPGCB (professores, coordenador e aos funcionários Glória, Josias Xavier, Oscar e Saulo) CCEN (Centro de Ciências Exatas e da Natureza), UFPB (Universidade Federal da Paraíba) pela oportunidade de obter esse importante título.

Ao CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico), pela bolsa e pela taxa de bancada que permitiram que minhas atividades fossem desenvolvidas conforme foram planejadas.

SUMÁRIO

Introdução geral	09
Biomanipulação.....	10
Referências.....	12
OBJETIVOS	14
HIPÓTESES	14
CAPÍTULO I. Influência dos predadores vertebrados <i>Oreochromis niloticus</i> e <i>Astyanax bimaculatus</i> sobre a história de vida de <i>Ceriodaphnia cornuta</i> (Crustacea, Cladocera).....	15
Resumo	15
Abstract.....	16
Introdução	17
Material e Métodos	18
Resultados	20
Discussão	28
Referências.....	31
CAPÍTULO II. Determinação das Taxas de consumo de três espécies zooplanctônicas <i>Brachionus urceolais</i> (Rotifera), <i>Moina minuta</i> (Cladocera) e <i>Notodiaptomus cearensis</i> (Copepoda) como subsídio para o manejo ambiental.....	34
Resumo	34
Abstract.....	35
Introdução	36
Material e Métodos	37
Resultados.....	40
Discussão	48
Referências.....	52
CAPÍTULO III. Influência dos nutrientes sobre a Taxa de consumo de <i>Notodiaptomus cearensis</i> (Copepoda) e de <i>Ceriodaphnia cornuta</i> (Cladocera)	54
Resumo	54
Abstract.....	54
Introdução	55
Material e Métodos	57
Resultados.....	59

Discussão	66
Referências.....	67
CAPÍTULO IV. Efeitos de diferentes estados tróficos sobre a comunidade zooplanctônica.....	70
Resumo	70
Abstract.....	71
Introdução	72
Material e Métodos	73
Resultados.....	76
Discussão	82
Referências.....	84
CAPÍTULO V. Influência do peixe sobre a Taxa de consumo de <i>Notodiptomus cearensis</i> (Copepoda), <i>Moina minuta</i> (Cladocera).....	88
Resumo	88
Abstract.....	89
Introdução	89
Material e Métodos	90
Resultados.....	93
Discussão	99
Referências.....	100
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	102
Referências.....	108
ANEXO	
Effects of eutrophization on zooplankton community by means of controlled laboratory simulations.....	111

INTRODUÇÃO GERAL

Esteves(1998), explica o processo de eutrofização como sendo o aumento da concentração de nutrientes responsável pelo aumento das populações. Quanto à concentração de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, os ecossistemas lênticos podem ser classificados em: oligotróficos (baixa concentração), mesotróficos (média concentração), eutróficos (elevada concentração) e hipereutróficos (altíssima concentração) (Baptista & Neto, 1992).

O processo de eutrofização pode ser classificado como natural ou artificial, ou seja, sem ou com ação antrópica. É considerado natural, quando o processo acontece sem a interferência humana. Quando a eutrofização surge a partir da ação humana, é chamada de artificial e pode ser definida como um fenômeno induzido pelo homem e pode ter diversas origens, como: efluentes domésticos, industriais, agrícolas, etc (Esteves, 1998). Dessa forma, esta pode ser vista como uma forma de poluição e, dependendo do grau de trofia dos ambientes aquáticos, diferentes espécies planctônicas, como as algas fitoplanctônicas, ou mesmo as macrófitas, podem aumentar grandemente a sua produção e ser encontradas em altas densidades (Richardson & Jorgensen,1996). Muitas dessas são prejudiciais,quando identificadas no ambiente aquático, provocando alterações em toda a estrutura trófica da cadeia, desde a base da cadeia até os consumidores do topo, podendo produzir biotoxinas, que se acumulam ao longo da cadeia alimentar (Observação pessoal). A concentração de nutrientes é um dos principais responsáveis em alterar toda a cadeia trófica nos ecossistemas aquáticos. Dentre os processos ocasionados estão à produção excessiva de matéria orgânica do que é capaz de consumir e decompor, rápida produção de cianobactérias tóxicas, diminuição na penetração de luz e outros fatores que são comprovados com a deteriorozação da qualidade da água (Esteves, 1998).

Para que os processos de eutrofização aquática sejam desacelerados ou revertidos, há vários processos de tratamento, envolvendo ações físicas, químicas ou biológicas. Neste trabalho será dada ênfase aos processos biológicos, entre eles temos a biomanipulação.

Biomanipulação

A biomanipulação pode ser definida como o processo de intervir deliberadamente em um determinado nível da estrutura trófica do ambiente e identificar as mudanças em cascata decorrentes dessa intervenção, visando obter informações sobre as respostas dos organismos sob diferentes condições ambientais (Lammens, *et al.*, 1990; Perrowet *al.*, 1997; Benndorfet *al.*, 2000). Assim, a manipulação dos níveis tróficos representa uma técnica complexa, que requer a aplicação de métodos específicos, mas que geralmente apresenta um custo relativamente baixo diante da quantidade e da qualidade de informações obtidas através do uso dessa ferramenta (Fonseca, 2001).

A biomanipulação é uma estratégia frequentemente utilizada com o intuito de promover a obtenção de informações sobre as respostas dos organismos diante de ‘distúrbios’ ambientais como a eutrofização (Benndorf, 1995). Além disso, permite identificar e implementar as soluções mais viáveis para desacelerar o processo de eutrofização nos ambientes aquáticos. Como demonstrado por diversos autores (Grimm& Backx, 1990; Gulatiet *al.*, 1990; Seip, 1991; Goldynet *al.*, 1997), técnicas de reabilitação de ambientes aquáticos, particularmente a remoção de nutrientes, têm um elevado custo. Portanto, a manipulação de um determinado nível trófico, seja através da introdução, ou remoção de organismos, representa uma alternativa viável diante de outras técnicas caras.

Nos processos de biomanipulação, dois caminhos principais podem ser seguidos: o *bottom up* (base-topo) e o *top down* (topo-base). Nas manipulações do tipo *bottom up*, o controle (intervenção) é realizado na base da cadeia alimentar, particularmente na disponibilidade de nutrientes no ambiente, o que é determinante para os níveis superiores subsequentes da cadeia trófica. Ao contrário, nas manipulações do tipo *top down*, os organismos de níveis mais elevados, como os predadores de topo e os consumidores, são alvos das manipulações, o que também reflete em respostas de toda a cadeia trófica diante dessas intervenções (Horppila, 1998).

A biomanipulação de níveis tróficos tem sido uma das ferramentas utilizadas em larga escala em diversos outros países (e.g. Jeppensenet *al.*, 1990; Gulatiet *al.*, 1990) buscando alterar o funcionamento do ambiente e, conseqüentemente, maneiras de reduzir os problemas causados pela eutrofização artificial nos ambientes onde a água é utilizada pelo homem e no Brasil (e.g. Bezerra- Neto, 2001; Motta& Uieda, 2002). O

controle do crescimento desordenado do fitoplâncton é o objetivo central dessas investigações, visto que diversas espécies, particularmente as cianobactérias tóxicas, são potencialmente maléficas quando ingeridas pelo homem diretamente ou indiretamente, através do consumo de animais. (e.g. Beasley *et al.*, 1989; Aguiar & Azevedo, 1998). Martinez & Pizarro (1995), relataram como espécies do fitoplâncton responderam positivamente à maior disponibilidade de nutrientes na água e como a manipulação experimental do zooplâncton surtiu efeitos diretos e indiretos sobre a biomassa das algas. Outros trabalhos também demonstraram o importante papel desempenhado pelo zooplâncton como fator de controle na densidade do fitoplâncton em ambientes utilizados pelo homem (e.g. Maresovic & Pucher-Petkovic, 1991; Bezerra-Neto, 2001).

No entanto, resultados controversos também foram observados entre os estudos, provavelmente, devido às diferenças nas particularidades de cada ambiente e aos limites da biomanipulação experimental realizada diretamente em campo. Assim, as particularidades de cada ambiente (ex. geográficas, físicas, químicas e biológicas) podem surtir efeitos diversos nos processos de manipulação biológica e, conseqüentemente, fornecer resultados inesperados. Além disso, a biomanipulação experimental através de condições simuladas em laboratório fornece informações mais claras do que quando realizada diretamente em campo, pelo simples fato do pesquisador ter total controle das manipulações e pelas variações serem mais perceptíveis (Martinez & Pizarro, 1995), sabendo em que níveis se darão as respostas. No entanto, poucos trabalhos (e.g. Martinez & Pizarro, 1995; Motta & Uieda, 2002) realizaram avaliações experimentais em laboratório e novas informações são necessárias. Além disso, poucos estudos realizaram manipulações nos níveis inferiores da cadeia, sendo que a maioria teve como foco principal a manipulação dos peixes, predadores de topo que fornecem apenas informações parciais (ex. Bendorff, 1995; Horppila, 1998; Jeppensen *et al.*, 1990). Trabalhos experimentais de biomanipulação em laboratório, tendo como foco a comunidade zooplânctônica inexistem, apesar da importância desses organismos como intermediários da transmissão de energia dos níveis tróficos inferiores para os superiores.

Apesar da vasta literatura disponível tratando de biomanipulação (Grimm & Backx, 1990; Gulatiet *et al.*, 1990; Seip, 1991; Goldynet *et al.*, 1997; síntese disponível em Lammenset *et al.*, 1990), poucos trabalhos avaliaram os processos de base-topo e topo-base conjuntamente (ver Horppila, 1998), focando em apenas um aspecto de

transferência energética (e.g. influência dos peixes sobre a comunidade zooplanctônica, Jeppensen *et al.*, 1990). No presente estudo, apesar do foco na comunidade zooplanctônica, ambos os processos foram avaliados em uma série de experimentos em laboratório que refletiram todos os níveis tróficos da cadeia (base, intermediários e topo).

O presente estudo foi motivado a partir dessas lacunas e pretendeu avaliar o funcionamento e as respostas dos organismos zooplanctônicos diante de condições ambientais simuladas em laboratório e através de manipulações experimentais em diferentes níveis da cadeia trófica. Dessa forma, foi avaliada a influência dos nutrientes sobre a comunidade zooplanctônica, a influência do zooplâncton sobre a comunidade fitoplanctônica e a influência dos predadores sobre a comunidade zooplanctônica e consequentemente como isso afetaria a comunidade fitoplanctônica, objetivo final do processo. O trabalho irá contribuir para determinar o quanto eficiente ou não é a biomanipulação como ferramenta de recuperação dos ecossistemas lênticos através de uma série de experimentações, tendo como foco os organismos zooplanctônicos.

REFERÊNCIAS

- Aguiar, D. G.; Azevedo, S. M. F. O. (1998). Effect of different nutrient concentrations on growth and hepatotoxin production by *Microcystis aeruginosa* (Cyanobacteria). **Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie**, 26: 1637-1658.
- Baptista, G.M.M.; Neto, M.D.A. (1992). O processo de eutrofização artificial no Lago Paranoá, Brasília, Distrito Federal, 2(2): 31-39.
- Beasley, V. R.; Cook, W. O.; Dahlem, A. M.; Hooser, S. B.; Lovell, R. A.; Valentine, W. M. (1989). Intoxication in livestock and water fowl. **Veterinary Clinics of North America: Food Animal Practice**, 5: 345-361.
- Benndorf, J. (1995). Possibilities and limits for controlling eutrophication by biomanipulation. **Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie**, 80: 519-534.
- Benndorf, J.; Wissel, B.; Sell, A. F.; Hornig, U.; Ritter, P.; Böing, W. (2000). Food web manipulation by extreme enhancement of piscivory: an invertebrate predator

- compensates for the effects of planctivorous fish on a plankton community. **Limnologia**, 30: 235-245.
- Bezerra-Neto, J. F. (2001). **A influência da larva de *Chaoborus* (Insecta: Diptera) na distribuição espacial da comunidade zooplancônica na Lagoa do Nado, Belo Horizonte-MG**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG.
- Esteves, F. A. (1998). **Fundamentos de Limnologia**. 2ª ed., Interciência, Rio de Janeiro, RJ.
- Fonseca, F. O. (2001). **Olhares sobre o Lago Paranoá**. 1ª ed., Secretaria de Meio Ambientes e Recursos Hídricos, Brasília, DF.
- Goldyn, R.; Kozak, A.; Romanowicz, W. (1997). Food-web manipulation in the Maltanski reservoir. **Hydrobiologia**, 342: 327-333.
- Grimm, M. P.; Backx, J. J. G. M. (1990). The restoration of shallow eutrophic lakes and the role of northern pike aquatic vegetation and nutrient concentration. **Hydrobiologia**, 200: 557-566.
- Gulati, R. D.; Lammens, E. H. R. R.; Meijer, M. L.; van Donk, E. (1990). **Bio-manipulation - Tool for water management**. (Gulati, R. D.; Lammens, E. H. R. R.; Meijer, M. L.; van Donk, E., Eds.). Kluwer Academic Publishers, Boston, 628 p.
- Horppila, J. (1998). Top-down or bottom-up effects by fish: issues of concern in biomanipulation of lakes. **Restoration Ecology**, 6: 20-28.
- Jeppensen, E.; Jensen, J. P.; Kristensen, P.; Sondergaard, M.; Mortensen, E.; Sortkjaer, O.; Olrik, K. (1990). Fish manipulation as a lake restoration tool in shallow, eutrophic, temperate lakes: threshold levels, longterm stability and conclusions. **Hydrobiologia**, 200-201: 275-290.
- Lammens, E. H. R. R.; Gulati, R. D.; Meijer, M. L.; van Donk, E. (1990). The first biomanipulation conference: a synthesis. **Hydrobiologia**, 200-201: 619-628.
- Maresovic, I.; Pucher-Petkovic, T.; (1991). Eutrophication impact on the species composition in a natural phytoplankton community. **Acta Adriatica**, 32: 719-730.
- Martinez, C. P.; Pizarro, L. C. (1995). Species-specific phytoplankton responses to nutrients and zooplankton manipulations in enclosure experiments. **Freshwater Biology**, 33: 193-203.

- Motta, R. L.; Uieda, V. S. (2002). Avaliação de um modelo experimental para biomanipulação em riachos de fundo arenoso-lodoso. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 14: 23-33.
- Perrow, M. R.; Meijer, M. L.; Dawidowicz, P.; Coops, H. (1997). Biomanipulation in the shallow lakes: state of the art. **Hydrobiologia**, 342: 355-365.
- Richardson, K.; Jorgensen, B.B. (1996). Eutrophication: Definition, history and effects. **Eutrophication in Coastal Marine Ecosystems, Coastal Estuarine Stud.** 52:1-19.
- Seip K. L. (1991). Phosphorus and nitrogen limitation of algal biomass across trophic gradients. **Aquatic Sciences - Research Across Boundaries**, 56: 1015-1621.

OBJETIVOS

Geral

- Avaliar os efeitos da biomanipulação, usando simulações e procedimentos experimentais em laboratório, tendo como foco os organismos zooplanctônicos.

Específicos

- Averiguar a influência de predadores vertebrados sobre a história de vida de *Ceriodaphnia cornuta*.
- Analisar os efeitos do aumento da eutrofização sobre a comunidade zooplanctônica.
- Averiguar a taxa de herbivoria do zooplâncton sob diferentes concentrações de nutrientes (nitrogênio e fósforo).
- Avaliar as taxas de herbivoria de três espécies zooplanctônicas (*Moina minuta*, *Brachionus urceolaris* e *Notodiatomus cearensis*) na presença de maior e menor quantidade de alimento.
- Comparar a taxa de herbivoria de espécies de Cladocera e Copepoda Calanoida na ausência e na presença dos predadores.

HIPÓTESES

H0 – A biomanipulação é uma estratégia adequada para melhorar a qualidade de água em açudes paraibanos

H1 – A biomanipulação não é uma estratégia adequada para melhorar a qualidade de água em açudes paraibanos

CAPÍTULO I

Influência de predadores vertebrados, *Oreochromis niloticus* e *Astyanax bimaculatus* (Pisces) sobre a história de vida de *Ceriodaphnia cornuta* (Crustacea, Cladocera)

RESUMO

A Ordem Cladocera é uma das mais estudadas e importantes nos ambientes aquáticos continentais, pois, além de fornecerem muitas informações sobre a transferência de energia ao longo da cadeia trófica, algumas de suas espécies apresentam uma grande importância no controle do fitoplâncton da água doce e ao mesmo tempo, algumas espécies são presas preferidas de vertebrados e invertebrados. O trabalho teve como foco avaliar a influência de predadores vertebrados sobre a história de vida da espécie *Ceriodaphnia cornuta*, através de experimentos realizados em laboratório. A influência de potenciais predadores sobre a *C. cornuta* foi avaliada experimentalmente, a partir das comparações das densidades do cladóceros, ao longo de cinco dias, com análises a cada dois dias, na presença de dois predadores vertebrados, tilápia (*Oreochromis niloticus*, Cichlidae) e piaba (*Astyanax bimaculatus*, Characidae). Os indivíduos de *C. cornuta* ficaram separados dos predadores, por uma tela de 45 µm, logo as interferências que foram analisadas excluíram a taxa de predação. Foram analisados para além das densidades, as taxas de fecundidade e o comprimento dos organismos. Alguns parâmetros ambientais aquáticos dos experimentos também foram analisados (temperatura, pH, oxigênio dissolvido). Os principais resultados deste trabalho incluem maior mortalidade dos adultos nos primeiros dias (aclimação ou idade), um aumento na densidade de *C. cornuta* foi observado em todos os tratamentos (com piaba e com tilápia), com destaque para o quinto dia nos aquários controle, ou seja, *C. cornuta*, sem a presença de predadores. Verificou-se aumento da fecundidade nos últimos dias de avaliação nos aquários com tilápia e piaba. Nos dados referentes ao comprimento do

corpo, verificou-se que nos últimos dias de experimento o comprimento dos indivíduos foi maior no controle, apesar de não haver diferenças estatísticas. Os resultados obtidos com este experimento mostraram que na ausência de um predador vertebrado, *C. cornuta* apresentou um crescimento populacional maior e um maior comprimento do corpo.

Influence of vertebrate predators, *Oreochromis niloticus* and *Astyanax bimaculatus* (Pisces), on the life history of *Ceriodaphnia cornuta* (Crustacea, Cladocera)

ABSTRACT

The Order Cladocera is amongst the most studied scientific groups on continental aquatic environments, given that they provide valuable information regarding energy transfer between trophic levels. Cladocerans play important ecological roles by serving as food for higher predators (invertebrates and vertebrates) and by regulating the biomass of freshwater phytoplankton. This study aimed to evaluate the influence of vertebrate predators on *Ceriodaphnia cornuta* using laboratory experiments. The influence of potential predators on *C. cornuta* was experimentally tested based on density comparisons along five days (2-day interval between analyses) in the presence of two vertebrate predators, namely, the Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*, Cichlidae) and the Twospot astyanax (*Astyanax bimaculatus*, Characidae). *C. cornuta* individuals remained permanently isolated from predators by a 45 µm mesh size net during the experiment and, therefore, predation rates were not accounted for throughout the study. Furthermore, fertility rate and size were also evaluated alongside with density of *C. cornuta* and environmental variables sampled included water temperature, pH and dissolved oxygen. Results revealed a higher adult mortality on the former experimental days (due to acclimation or age). Further *C. cornuta* density increased on both predator treatments (*O. niloticus* and *A. bimaculatus*), but was fairly higher on the control treatment (no predators; 5th day). Fertility rate increased on the last experiment days on both predator treatments. Higher body size values were also observed on the last experiment days of the control treatment. Results of the present study suggest that, in

the absence of vertebrate predators, *C. cornuta* showed a somewhat higher population growth and larger body size.

INTRODUÇÃO

Organismos zooplancctônicos são constituintes indispensáveis nos ecossistemas aquáticos continentais, pois desempenham o papel de principais condutores no fluxo de energia dos produtores primários para os consumidores dos níveis tróficos superiores, sendo assim um importante grupo responsável pela produtividade secundária (Neves & Serafim-Junior, 2007). Pela sua importância na cadeia trófica, verifica-se que o zooplâncton representa uma fonte alimentar essencial entre predadores vertebrados e invertebrados, ao mesmo tempo em que controla o crescimento algal. Os peixes planctívoros, por serem predadores visuais, selecionam e retiram as espécies de crustáceos maiores, que são substituídas por espécies de crustáceos de tamanho menor, tornando assim, menos suscetíveis à predação por vertebrados (Crispim, 1998). Em ambientes que sofreram biomanipulação, ferramenta que trata da manipulação dos níveis tróficos tanto da base da cadeia alimentar, particularmente na disponibilidade de nutrientes, como do topo da cadeia, lidando com a retirada de peixes planctívoros, ou a introdução de piscívoros, os grandes organismos zooplancctônicos filtradores foram favorecidos resultando no aumento na transparência da água (Lourenço, 2008). Isto ocorre principalmente em ambientes mais eutróficos, em que os peixes planctívoros são mais abundantes (Jeppensen *et al.*, 1990). A *Ceriodaphnia cornuta* é considerada um dos três cladóceros com maior distribuição na água doce tropical, além disso, a fim de evitar a predação, esta espécie pode desenvolver espinhos (ciclomorfose), podendo gerar também uma série de respostas de defesa em relação à predação, como polimorfismo e migração vertical, podendo estar ausentes em lagos pela influência de alguns invertebrados (Fernando, 1984). A capacidade de escapar da predação é um dos fatores relacionados ao sucesso das espécies no ambiente, além de se conhecer melhor as interações bióticas principalmente em ambientes aquáticos sujeitos a intervenções antrópicas (Cowan, 1997; Asmus, 1984). Para se evitar a mortalidade, por exemplo, devido à predação, muitas espécies de plâncton tem desenvolvido uma grande variedade de mecanismos de defesa (Samanta, *et al.*, 2011). As substâncias voláteis secretadas

pelos predadores conhecidos como cairomônios é outra fonte de informação que ajuda os organismos a reagir contra o predador, além de induzir mudanças no seu ciclo de vida, através da liberação de respostas defensivas como a formação de ovos de resistência durante o período de maior risco de predação (Brown *et al.*, 1970). O efeito negativo dos cairomônios sobre populações de espécies zooplanctônicas na ausência de predação também é sugerido por alguns autores baseado em experiências laboratoriais (Samanta, *et al.*, 2011). O presente estudo pretendeu averiguar a influência dos predadores sobre a *C. cornuta*, conhecendo as estratégias populacionais de defesa contra a predação, desenvolvida por essas espécies, diante de condições ambientais simuladas em laboratório e através de manipulações experimentais da cadeia trófica. O trabalho servirá como subsídio para entender o efeito da remoção e manutenção de predadores visuais sobre a população de *C. cornuta* (e Cladocera em geral) e seus efeitos indiretos na comunidade fitoplanctônica verificando a sua eficácia em caso de manejo ambiental.

MATERIAL E MÉTODOS

A água utilizada durante o experimento foi coletada no açude Taperoá II, que faz parte da bacia do rio Taperoá, localizado na microrregião do Cariri Ocidental, na região central do estado da Paraíba (07°12'66"S e 36°50'37" W). Foi utilizada água deste açude, por ser objetivo do projeto PELD (pesquisas ecológicas de longa duração/CNPq), propor formas de manejo para a melhoria da qualidade da água, logo é importante testar a espécie sob as condições ambientais deste ecossistema.

O experimento foi desenvolvido no Laboratório de Ecologia Aquática (LABEA), situado no Departamento de Sistemática e Ecologia da Universidade Federal da Paraíba. O procedimento detalhado do desenho experimental que foi realizado está descrito abaixo.

Influência dos predadores sobre a *C. cornuta*

A influência de potenciais predadores sobre a *C. cornuta* foi avaliada experimentalmente a partir das comparações das densidades deste cladócero, durante um período de cinco dias, com análises diárias, na presença de dois predadores vertebrados, tilápia (*Oreochromis niloticus*, Cichlidae) e piaba (*Astyanax bimaculatus*, Characidae).

A água proveniente do açude contendo *C. cornuta* foi inserida em aquários transparentes com capacidade para 2 litros, onde dois tratamentos foram realizados: T) *C. cornuta* + alevinos de tilápia, P) *C. cornuta* + alevinos de piaba, sendo C) apenas *C. cornuta* controle. Os predadores foram coletados durante o período de amostragem da água e aclimatados no laboratório. Os indivíduos de *C. cornuta* ficaram separados dos predadores, por uma tela de 45 µm, logo as interferências que serão analisadas excluem a taxa de predação, apenas a presença dos caixomônios.

As algas usadas na alimentação de *C. cornuta* foram cultivadas no laboratório, usando água filtrada (20µm) de um tanque presente no Departamento de Ecologia e Sistemática UFPB/DSE, e enriquecida com efluente de biodigestor (oriundo de esterco de porco). (Montenegro Jr. e Crispim, em prep.). A cultura algal foi uma cultura mista, a qual foi adicionada a cada dois dias nos aquários experimentais, realizando-se previamente o cálculo da sua densidade, para que a quantidade de alimento adicionado fosse sempre igual, na densidade de $1,39 \times 10^3$. Todos os tratamentos apresentaram uma densidade inicial de *C. cornuta* de cinco indivíduos por aquário. Em seguida, uma tilápia foi introduzida em cada aquário do tratamento T e uma piaba foi introduzida em cada aquário P, o C não recebeu predadores por ser o controle. Cada tratamento foi replicado quatro vezes.

Os dados analisados ao nível populacional de *C. cornuta* foram os de densidades, fecundidades e comprimento do corpo, ao longo do experimento, visto que uma das estratégias utilizadas por algumas espécies zooplancônicas para compensar a alta mortalidade causada pelos predadores é o aumento repentino da fecundidade (e.g. Rocha, 1983) e podem também aumentar ou diminuir o comprimento corporal. Os procedimentos descritos acima estão resumidos esquematicamente na Figura 1.

A qualidade da água foi monitorada durante todo o experimento e foram avaliados os parâmetros limnológicos Oxigênio dissolvido, pH e Temperatura da água. Esta última manteve-se constante durante todo o estudo em $25 \pm 1^\circ\text{C}$ (mantida em ar condicionado).

A análise do comprimento do corpo de juvenis e adultos foi realizada com o auxílio de uma ocular micrométrica em microscópio ótico, com uma objetiva de 4 x e os valores convertidos para micrômetros. Os animais foram medidos vivos.

Antes do início das análises, a homogeneidade e a normalidade dos dados foram testadas através dos testes de Kolmogorov-Smirnov e de Levene, respectivamente, e,

quando necessário, as variáveis foram transformadas e suas distribuições re-testadas (Sokal & Rohlf, 1995). Em todos os casos, um valor crítico de $p < 0,05$ foi utilizado. Todas as análises foram realizadas utilizando o software STATISTICA.

Os efeitos dos tratamentos, dos dias de amostragem, e o termo de interação entre as densidades, nos comprimentos, fecundidade, variáveis ambientais, foram avaliados através de uma análise de variância (ANOVA) usando o software Statistica 7. Em caso de significância, o teste HSD de Tukey foi utilizado para averiguar diferenças *a posteriori*.

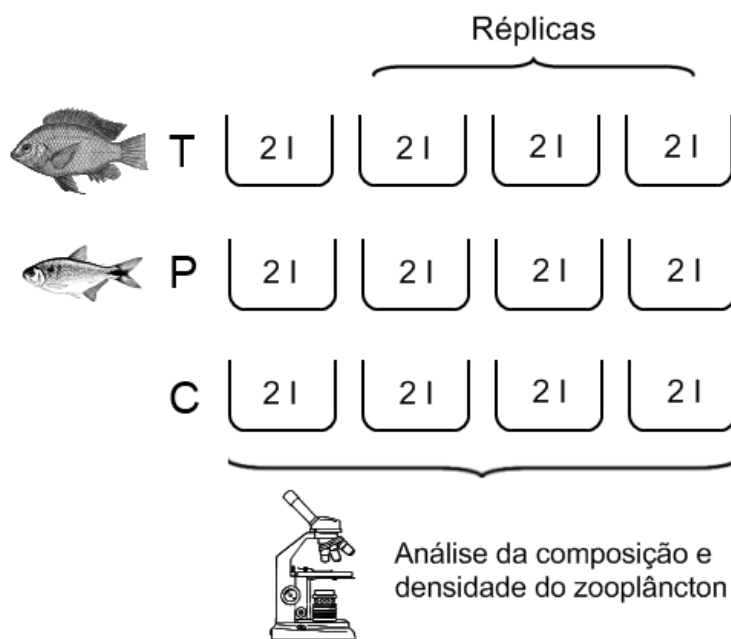


Figura 1. Desenho esquemático com as principais etapas do delineamento experimental realizado para avaliar a influência de predadores sobre *Ceriodaphnia cornuta*. T: tratamento tilápia, P: tratamento piaba, e C: controle.

Uma análise discriminante linear utilizando o número total de indivíduos e número de ovos, embriões e grávidas de *C. cornuta*, foi empregada para classificar os dois tratamentos e o controle, quanto às similaridades relativas ao efeito dos predadores. Esse procedimento é útil na classificação de casos em grupos diferentes com uma precisão maior que o acaso (Hill & Lewicki, 2007).

RESULTADOS

De acordo com as densidades totais, nos três tratamentos pode-se observar um aumento gradativo na abundância da *C. cornuta* ao longo do terceiro dia do experimento, com um maior pico de densidade no último dia de avaliação experimental (Figura 2), principalmente no controle, em que as densidades de *C. cornuta* apresentaram-se muito mais elevadas que nos dois tratamentos.

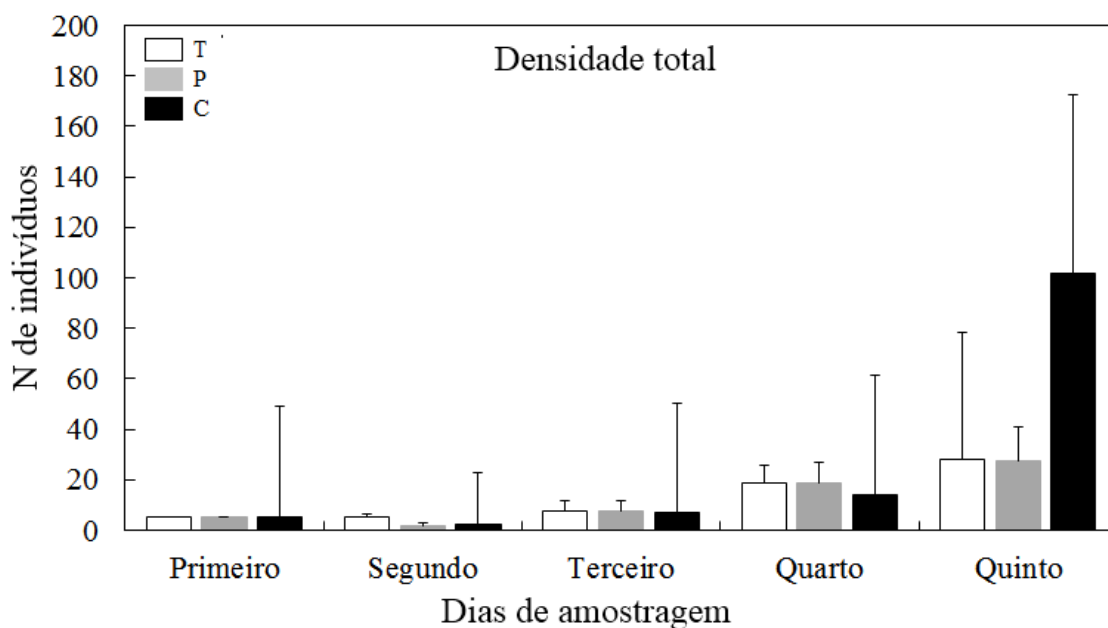


Figura 2. Densidades totais de *Ceriodaphnia cornuta*, na presença de predadores (T-tilápia e P-piaba) e ausência de predadores (C) em experimento *in vitro*.

As densidades de juvenis aumentaram gradativamente na presença de predadores, com o pico máximo de densidade no dia 4 e o controle apresentou o seu pico máximo no dia 5, muito superior às densidades de juvenis na presença dos predadores (Figura 3). Na presença da água da piaba, nos dias 3 e 4, os juvenis foram mais abundantes que na água de tilápia. Os adultos apresentaram um padrão semelhante de crescimento, mais abundantes no aquário controle no último dia do experimento, mas ao contrário dos juvenis, apresentaram um crescimento populacional crescente até o dia 5 e não decresceram a partir do dia 4 (Figura 4). Na presença de água de tilápia, nos dias 3 e 4, a abundância de adultos foi mais elevada, o inverso do observado com o juvenis,

o que tornou as densidades totais semelhantes entre os tratamentos T e P. Os valores de densidades, seja de juvenis ou de adultos, não apresentaram diferenças significativas, principalmente entre o controle e os tratamentos (Tabela 1).

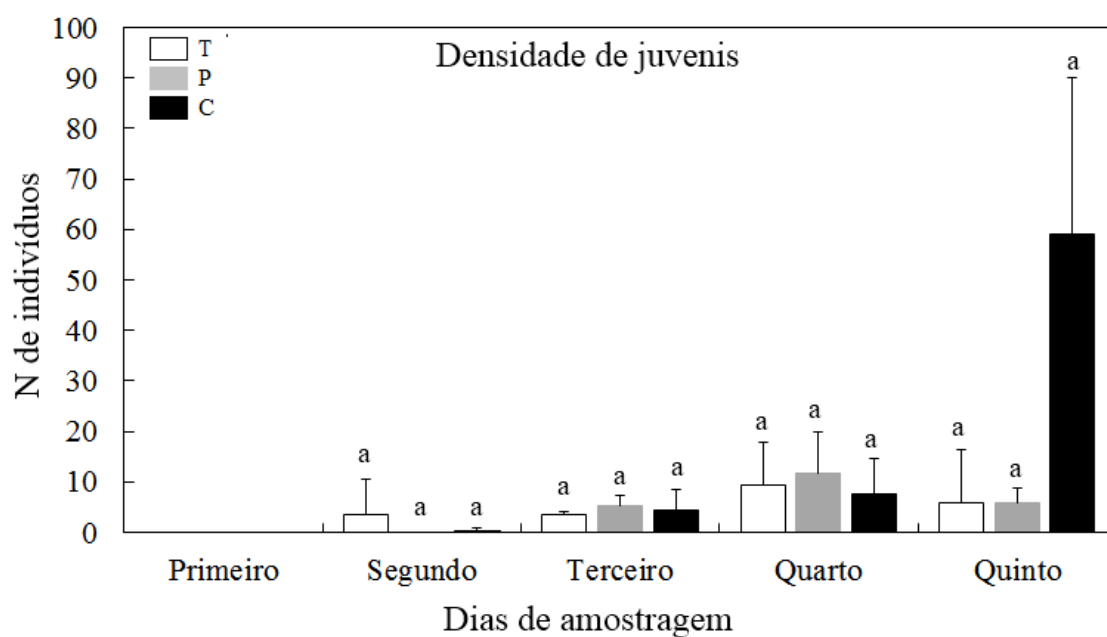


Figura 3. Densidades de juvenis de *Ceriodaphnia cornuta*, na presença de predadores (T-tilápia e P-piaba) e ausência de predadores (C) em experimento *in vitro*.

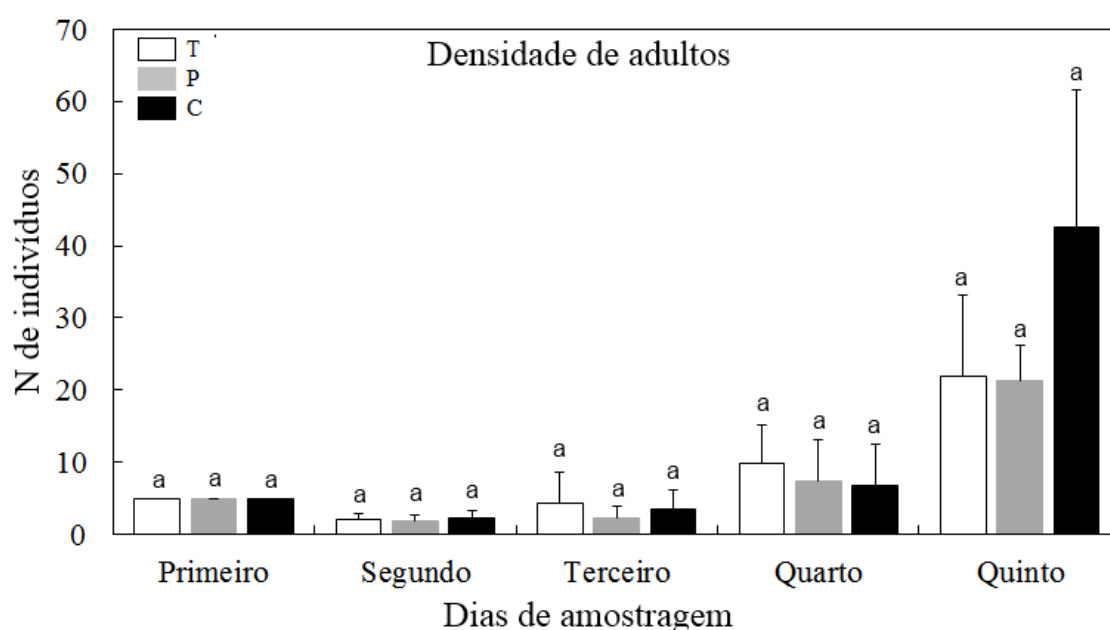


Figura 4. Densidades de adultos de *Ceriodaphnia cornuta*, na presença de predadores (T-tilápia e P-piaba) e ausência de predadores (C) em experimento *in vitro*.

As taxas de fecundidade foi de uma forma geral, mais elevada nos tratamentos com a presença de predadores (T e P) (Figura 5). No controle (C), as fêmeas apresentaram o seu esforço reprodutivo também crescente, ao longo do experimento e no final estas taxas diminuíram, à semelhança do aquário com água com presença de tilápia. Apesar das taxas de fecundidade de *C. cornuta*, na presença dos predadores, principalmente de tilápia (geralmente superiores às verificadas na presença de piaba), aumentarem gradativamente ao longo do tempo, isso não se refletiu nas densidades, visto que no controle, que apresentou as menores taxas de fecundidade foi onde se registraram as densidades mais elevadas de indivíduos, tanto adultos, quanto juvenis. Isso demonstra que houve um esforço reprodutivo maior e também uma mortalidade mais elevada nos aquários com a presença de caixomônios que no controle. Ovos efípias não foram registrados ao longo de todo o estudo.

Durante todo o experimento, houve diferenças muito significativas entre os dias apenas para os parâmetros ambientais (Tabela 1).

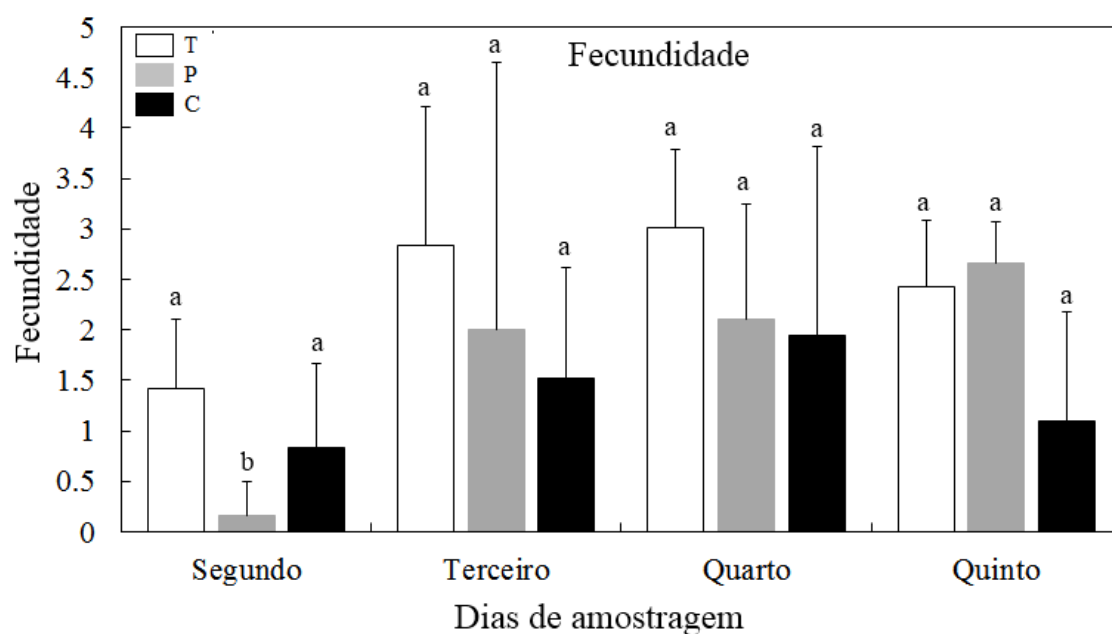


Figura 5. Taxas de fecundidade de *Ceriodaphnia cornuta* na presença (T-tilápia, P-piaba) e ausência (C-controle) de predadores vertebrados

Os dados de comprimento de *C. cornuta* juvenis revelaram que os organismos dos aquários controle no quarto dia, apresentaram comprimentos maiores em relação aos outros tratamentos (Figura 6). Esse padrão não foi tão visível nos comprimentos de adultos (Figura 7). Nesta última análise, foi possível observar um comprimento médio cada vez maior ao longo do tempo. Isso ocorreu em consequência da maior idade dos animais, revelando que a mortalidade de adultos não foi intensa, sendo os indivíduos mais velhos de maiores dimensões. O crescimento em crustáceos é contínuo, não parando quando estes se tornam adultos (Hartnoll, 1983).

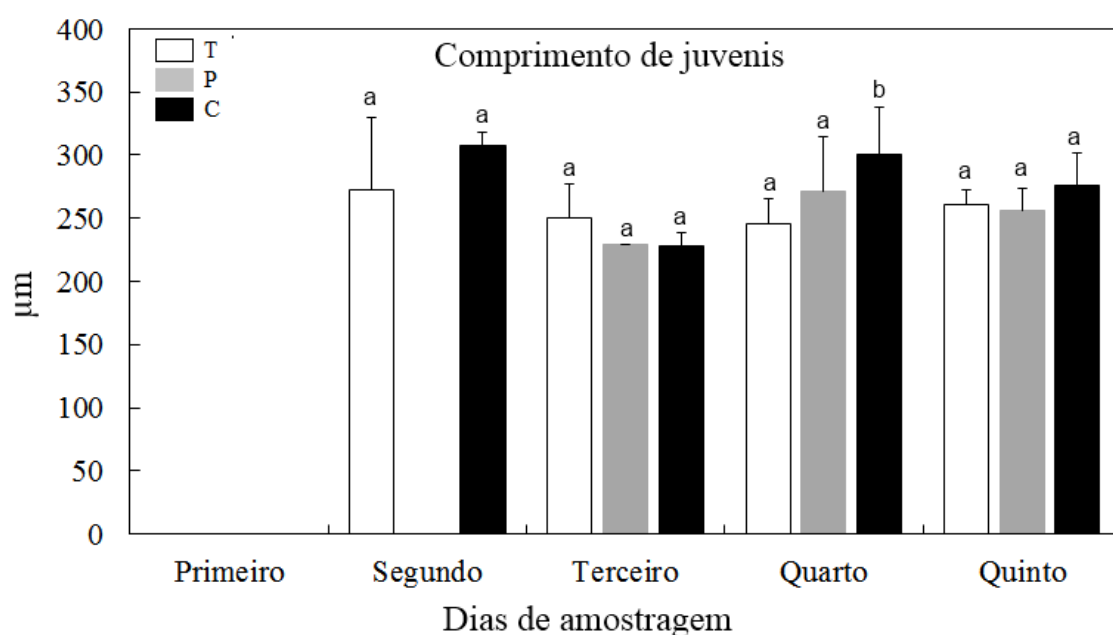


Figura 6. Média dos comprimentos de juvenis de *Ceriodaphnia cornuta* cultivados na presença (T-tilápia, P-piaba) e ausência (C-controle) de predadores vertebrados

Analisando os parâmetros ambientais, verificamos que o oxigênio dissolvido nunca apresentou valores críticos para o cladócero e registrou um pico no terceiro dia de amostragem com evidência no controle (C), ao passo que, no quinto dia de análise, houve uma diminuição do oxigênio em todos os aquários (Figura 8).

Os valores de pH mantiveram-se mais ou menos semelhantes até o dia 4, mas no dia 5 todos os tratamentos apresentaram um aumento neste parâmetro. Comparando entre os tratamentos, o com a presença de tilápia apresentou uma queda nos valores, tornando-se mais ácido no dia 3 e os controles apresentaram valores mais alcalinos nos dias 4 e 5 (Figura 9).

Tabela 1. Resultados da ANOVA avaliando o grau de significância entre os parâmetros e as variáveis entre os dois tratamentos e o controle.

Parâmetros e Variáveis	Fonte de variação	gl	F	P
Densidade de adultos	Tratamento	2	2,27	>0,05
	Dia	4	0,7	0,23
	Tratamento*Dia	2	2,27	>0,05
	Erro	40		
Densidade de juvenis	Tratamento	6	3,9	>0,05
	Dia	4	2,8	0,33
	Tratamento*Dia	8	1,3	0,2
	Erro	40		

Fecundidade	Tratamento	2	4,22	< 0,05
	Dia	3	1,49	0,23
	Tratamento*Dia	6	1,19	0,34
	Erro	33		
Comprimento jovens	Tratamento	1	8,84	<0,05
	Dia	2	13,53	0,32
	Tratamento*Dia	5	1,12	0,33
	Erro	270		
Comprimento adultos	Tratamento	1	1,06	0,31
	Dia	2	12,15	0,32
	Tratamento*Dia	5	1,12	0,35
	Erro	364		
pH	Tratamento	2	11	< 0,05
	Dia	4	36,6	< 0,001
	Tratamento*Dia	8	0,02	< 0,05
	Erro	40		
Oxigênio dissolvido	Tratamento	2	0,46	0,63
	Dia	4	35	< 0,001
	Tratamento*Dia	8	1,4	0,20
	Erro	40		
Temperatura	Tratamento	2	3	0,09
	Dia	4	16	< 0,001
	Tratamento*Dia	8	2	0,07
	Erro	40		

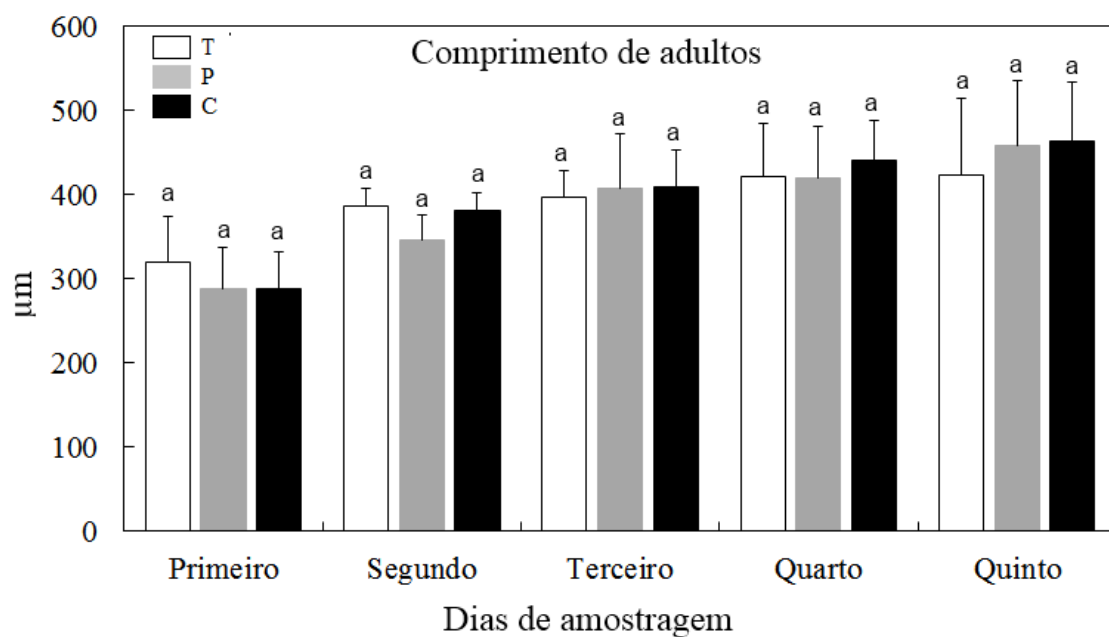


Figura 7. Médias dos comprimentos de adultos de *Ceriodaphnia cornuta* cultivados na presença (T-tilápia, P-piaba) e ausência (C-controle) de predadores vertebrados

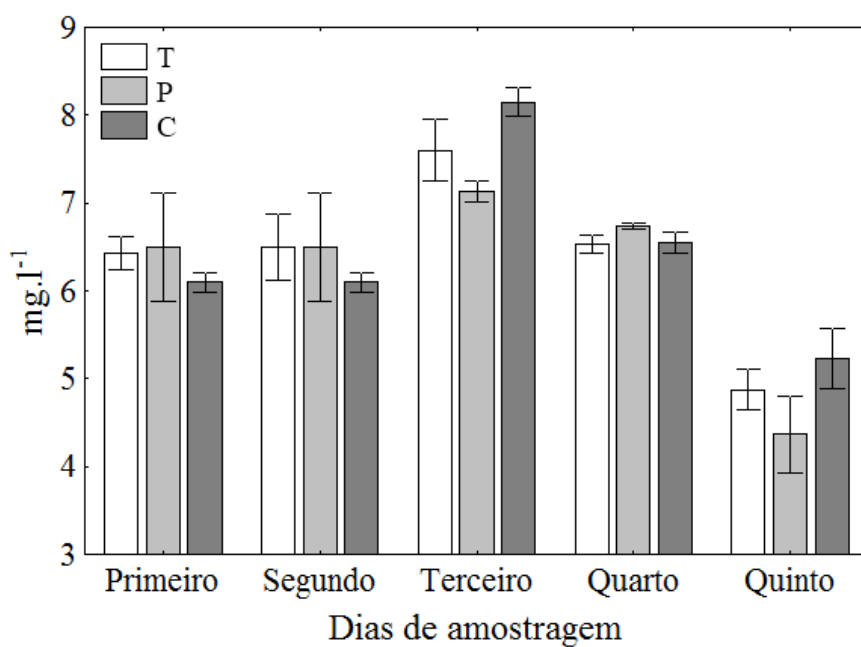


Figura 8. Concentrações de Oxigênio dissolvido, na água dos aquários do experimento para avaliação da influência de predadores sobre a *Ceriodaphnia cornuta*

Com base na análise discriminante pôde-se verificar de acordo com a ordenação dos dois eixos que a análise foi significativa para a tilápia com a piaba e a piaba com o controle (Wilk's $\Lambda = 0,60$; $F = 2,75$; $p < 0,001$.), constatando que houve uma dissimilaridade nos tratamentos (Figura 10).

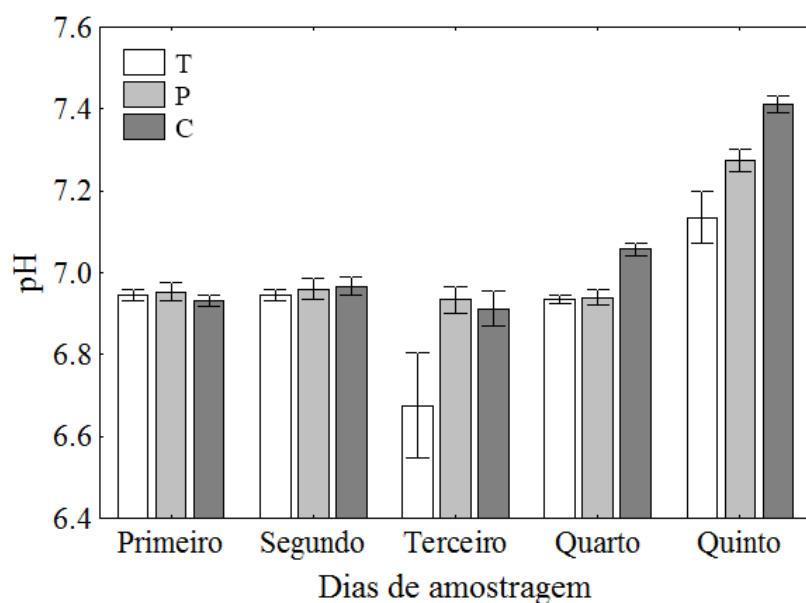


Figura 9. Variação dos valores de pH na água no experimento para avaliação da influência de predadores sobre a *Ceriodaphnia cornuta*.

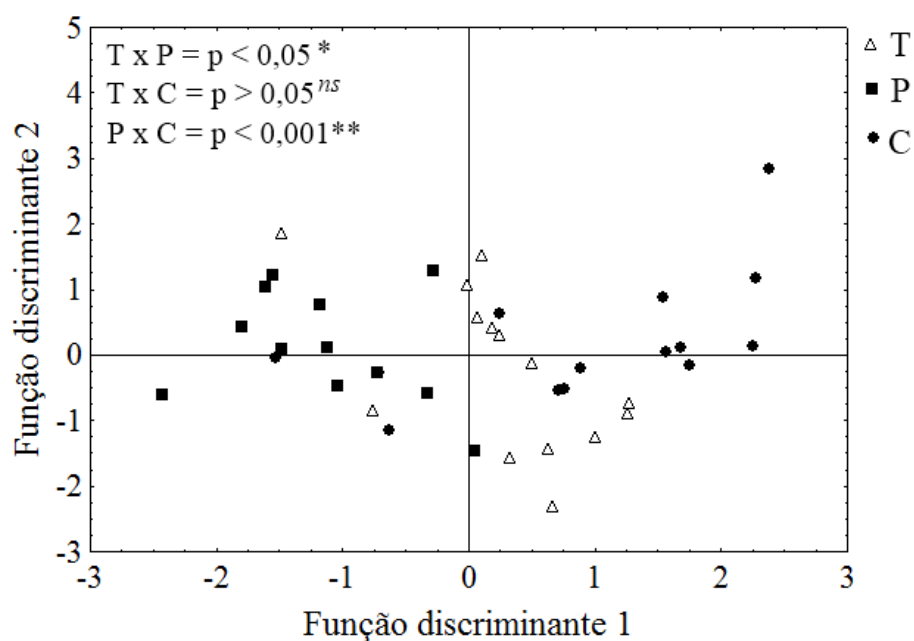


Figura 10. Análise discriminante envolvendo os tratamentos para avaliar a influência de predadores sobre a *Ceriodaphnia cornuta*. ns = diferença não significativa, * diferença

DISCUSSÃO

No açude de Taperoá, e em outros açudes do semi árido, a piaba tem tendência à herbivoria, mas na sua dieta foi constatado plâncton (Montenegro, 2007). Da mesma forma, a tilápiatambém se alimenta de zooplâncton (Attaydeet *al.*, 2007) e por ter sido constatado que as duas espécies testadas são potenciais predadores de várias espécies de Cladocera(Riemann, *et al.*,2002), as mesmas foram testadas, para se conhecer o efeito da sua presença na dinâmica populacional de *C. cornuta*. Como um dos processos mais freqüentes da biomanipulação é o manejo das assembléias de peixes, precisamos de mais informações de como isso interfere nas espécies zooplanctônicas.

Os resultados mostraram maior mortalidade de adultos nos primeiros dias. Isso pode ser a conseqüência da aclimação dos indivíduos a um meio de cultura diferente.

Como foi descrito nos resultados, um aumento na densidade de *C. cornuta* foi observado em todos os tratamentos, no entanto houve um aumento diferenciado no crescimento populacional no quinto dia nos aquários controle, ou seja, somente *C. conuta*, sem a presença dos predadores. Apesar de nos aquários com a água dos predadores não ter havido predação, pela separação existente entre predadores e presas, as taxas de mortalidade foram mais elevadas nestes ambientes, visto que o esforço reprodutivo foi mais elevado nos aquários com a presença dos predadores que no controle, o que não se refletiu em aumento de densidades. Isso também foi verificado em um estudo experimental realizado em laboratório, com algumas espécies de Cladóceros, que estiveram confinadas em aquários menores, e que tinham contato próximo dos peixes através da química, em que a taxa de mortalidade foi maior do que em aquários sem a aproximação do predador (Lyche, 1990). O aumento da fecundidade na presença de predadores também foi observado por Crispim(1998), em experimentos semelhantes, testando o efeito de predadores sobre a dinâmica populacional de algumas espécies de Cladocera. Segundo Morgan, F.J., (1994), experimentos com algumas espécies de zooplâncton e realizados em laboratório podem elucidar questionamentos sobre a dinâmica do ambiente que se está pesquisando.

O aumento da fecundidade nos últimos dias de avaliação nos aquários com tilápia e piaba pode provavelmente estar relacionado com a presença de compostos químicos no ambiente, visto que, nos aquários controle, esse aumento de fecundidade nos últimos dias não foi verificado. Segundo Crispim(1998), na presença de predadores, uma das

estratégias utilizadas pelos Cladocera é o aumento repentino da fecundidade, dando início ao processo de formação de ovos, já que podem estar sendo alertados pela presença de predadores. Por outro lado, as densidades menos elevadas nesses aquários podem ter permitido que houvesse maior investimento em crescimento populacional, visto que o espaço é um dos fatores limitantes ao crescimento (Giacomini, 2007), assim como o alimento, que por ser semelhante em todos os aquários, seria mais elevado(*per capita*), por ter menos indivíduos presentes.

Os dados de comprimento de adultos devem ser comparados a partir dos últimos dias de experimento, visto que nos primeiros dias, ainda há interferência dos indivíduos colocados no início do experimento, que ainda não tinham sofrido a influência exercida pelos químicos liberados pelos predadores. Crispim(1998) verificou que o comprimento só é alterado, na presença de predadores, na forma de ovo, refletindo-se apenas nos juvenis e adultos produzidos por fêmeas anteriormente sujeitas à presença dos predadores, não sendo as fêmeas adultas alteradas nessa característica, mesmo que, nessa fase (adulta) entrem em contato com potenciais predadores. Em relação ao comprimento de juvenis, verificou-se que nos últimos dias de experimento, o comprimento dos indivíduos foi maior no controle. Isso foi compatível com outros resultados obtidos por Crispim& Boavida(2001) e Serpe *etal.*,(2009), em experimentos semelhantes, usando predadores vertebrados e o seu efeito em espécies de Cladocera. A diminuição de comprimento corporal pode estar relacionada com o tipo de predação exercida por vertebrados, que por ser visual, seleciona os maiores indivíduos das populações zooplancônicas, assim indivíduos de menores dimensões seriam beneficiados. Uma das hipóteses colocadas na literatura (Hosper& Meijer, 1993), é que essa diferença nos comprimentos do corpo é o resultado de uma predação seletiva, em que os peixes ao retirarem das populações os indivíduos de maiores comprimentos, logo mais visíveis, deixam os menores. No entanto, neste trabalho, como o predador não esteve em contato direto com as populações de *C. cornuta*, pode-se afirmar que não foi esse o caso, e que fatores químicos que revelam a presença dos predadores devem ter induzido alterações fisiológicas nos adultos de *C. cornuta*, que produziram ovos com indivíduos de menores dimensões. Isso já foi relatado também por Gliwicz eBoavida, (1996). Apesar de se notar diferença no comprimento dos juvenis, não foram registradas diferenças significativas, em virtude de serem considerados todos os tamanhos de

juvenis, desde neonatos até sub-adultos, sendo assim, o desvio padrão apresenta-se grande, não permitindo detectar diferenças significativas.

O oxigênio esteve sempre com valores altos, mas a sua diminuição ao longo do tempo esteve provavelmente associada ao aumento das densidades, já que havia muitos indivíduos respirando. No entanto, verificou-se que no aquário com piabas, as concentrações de oxigênio foram menos elevadas, isso pode ser o resultado de maiores taxas de decomposição, e consequência de uma maior taxa de mortalidade. Como as taxas de fecundidade no aquário com piabas foram mais elevadas que no controle, e as densidades foram menos elevadas, é sinal que a mortalidade foi maior, com isso gerou resíduos que podem ter aumentado o número de decompositores aeróbios (Boyd, 1990), o que levou à diminuição das concentrações de oxigênio neste tratamento.

Os resultados obtidos pela análise discriminante revelaram haver diferenças significativas entre a piaba e todos os outros testes não apresentando diferenças entre a tilápia e o controle, apenas entre esta e a piaba. Isso pode ser um resultado interessante a ser analisado, considerando que as duas espécies predadoras, não têm o mesmo tempo de co-existência com *C. cornuta*. A piaba é uma espécie nativa (Morelli, *et al.*, 1983), que desde sempre deve co-existir com o cladócero, configurando-se uma co-evolução, que levou à criação de estratégias de defesa da presa para conseguir sobreviver na presença desse predador.

Os resultados obtidos com este experimento mostraram que na ausência de um predador vertebrado, *C. cornuta* apresentou um crescimento populacional maior e um maior comprimento do corpo. Segundo Lampert (1987) quanto maior o comprimento do corpo, maiores as taxas de herbivoria, logo, na ausência de predadores vertebrados os indivíduos de *C. cornuta* seriam maiores em comprimento, o que os tornaria herbívoros mais eficientes. Teoricamente a retirada ou diminuição de predadores de zooplâncton na comunidade íctica do Açude Taperoá, poderia aumentar as taxas de herbivoria nesta espécie e, provavelmente, em outras de Cladocera, tornando-as herbívoras mais eficientes, podendo com isso controlar o crescimento algal e diminuir a produtividade primária no sistema aquático, e dessa forma, auxiliar na reversão do estado trófico da água. No entanto, na prática isso é questionável, porque a maioria dos peixes presentes no açude são onívoros (Montenegro, 2007), usando o zooplâncton como alimento, principalmente nas suas fases juvenis. Isso torna pouco viável a retirada de predadores

do zooplâncton, em virtude de não se poder tirar a maioria de espécies de peixe de um sistema aquático.

REFERÊNCIAS

- Asmus, H.E. (1984). Levantamento e modificações dos ambientes do ecossistema estuário da Lagoa dos Patos. **Súmula I Seminário sobre pesquisa da Lagoa dos Patos**, novembro de 1994, Porto Alegre, p. 170-181.
- Boyd, C.E. (1990). Water Quality in Ponds for Aquaculture. **Birmingham Publishing Co., First printing**, Alabama. 482p
- Brown, J.R.; Eisner, W.L.; Whittaker, R.H. (1970). Allomones and Kairomones: transpacific chemical messengers. **BioScience**, 20:21-22.
- 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 da Bioma Caatinga. **Oecol. Bras.** 11(3): 450-461.
- Crispim, M.C (1998). Estudo do Impacte do Esvaziamento da Albufeira do Maranhão sobre a Comunidade Zooplancônica: Principais relações bióticas que afectam os cladóceros. **Tese de Doutorado**, Universidade de Lisboa. Lisboa, Portugal. 183p.
- Crispim, M.C. (1998). Impacto da predação por peixes e copépodos na comunidade zooplancônica do reservatório do Maranhão (Portugal). **Revista Nordestina de Biologia**, 15: 49-67.
- Crispim, M.C. e Boavida, M.J (2001). Impacto da predação por peixes e copépodos na comunidade zooplancônica do reservatório do Maranhão (Portugal). **Revista Nordestina de Biologia**, 15: 49-67.
- Fernando, J. (1984). Zooplankton, fish and fisheries in tropical freshwaters. **Hydrobiologia**, 272: 105-123.
- Giacomini, H.C. (2007). Os mecanismos de coexistência de espécies como vistos pela teoria ecológica. **Oecol.Bras.**, 11(4):521-543.
- Gliwicz, Z.M.; Boavida, M.J. (1996). Clutch size and body size at first reproduction in *Daphnia pulicaria* at different levels of food and predation. **J. Plankton Research**. 6: 863-880.
- Hartnoll, R.G.(1983). Strategies of Crustaceans growth. Publish Trusties of the Australian Museum, Sydney, New South Wales Australia.

- Hill, T., Lewicki, P. (2007). Statistics. Methods and Applications. **Tulsa: StatSoft**
- Hosper, H. & Meijer, M.L. (1993). Biomanipulation, will it work for your lake? A simple test for the assessment of changes for clear water, following drastic fish-stock reduction in shallow eutrophic lakes. **Ecological Engineering**, 2: 63-72
- Jeppensen, E.; Jensen, J. P.; Kristensen, P.; Sondegaard, M.; Mortensen, E.; Sotkjaer, O.; Olrik, K. (1990). Fish manipulation as a lake restoration tool in shallow, eutrophic, temperate lakes: threshold levels, longterm stability and conclusions. **Hydrobiologia**, 200-201: 275-290.
- Lampert, W. (1987) Feeding and nutrition in Daphnia. **Mem.Ist. Ital. Hidrobiol.**, 45: 143-192.
- Lyche, A. (1990). Plankton Community response reduction of planktivorous fish populations. A Review of 11 case studies. **Aqua Fennica**, 19: 59-65.
- Lourenço, R.M.S. (2008). Dinâmica populacional de *Hyalodaphnia* sp. num período de transição ambiental. **Dissertação de mestrado**. Departamento de Biologia. Universidade do Aveiro. 71 p.
- Morelli, S.; Bertollo, L.A.C.; Moreira-Filho, A.S. (1983). Cytogenetics considerations on the genus *Astyanax* (Pisces, Characidae), **Caryologia** 36(3): 235-244.
- Morgan, F.J. (1994). **Perspectives on laboratory tests**. Sci.Tech 78 p.
- Moss, B. (1998). **Shallow Lakes, biomanipulation and eutrophication**. SCOPE (Scientific Committee on Phosphates in Europe), Newsletter, CEFIC (European Chemical Industry Council). Bruxelas, Bélgica, 44 p.
- Montenegro, A.K.A.; (2007). Bioecologia da Ictiofauna do Açude de Taperoá II. **Dissertação de Mestrado**, Universidade Federal da Paraíba, Programa de Pós Graduação em Ciências Biológicas.
- Neves, G.P.; Serafim Junior, M. (2007). Zooplankton in a stretch of Iaranjinha river (Parapanema River Basin), Parana State, Brazil. **Estud.Biol.**, 69: 257-268.
- Riemann, L., Steward, G.F., Azam, F. (2002). Occurrence and seasonal variation of zooplankton and fish pond and its relationship with the Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). **Journal of Plankton Res.**, 23: 1027-1034
- Samanta, S. Chakraborty, S. Bhattacharya, S. Chattopadhyay. (2011). Fish kairomones, its benefits and detriments: A model base study both from releaser and acceptor perspective. **Ecological complexity**, 8: 258-264.

- Serpe, F.R.; Larrazábal, M.E.L.; Santos, P.J.P. (2009). Efeitos da presença do predador (*Poecillia reticulata*) sobre *Ceriodaphnia cornuta* (Cladocera: Crustacea) em condições de laboratório. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 21: 399-408.
- Sokal, R.R.& Rohlf, F.J. (1995). **Biometry**. New York: W.H. Freeman and Company.

CAPÍTULO II

Determinação das taxas de consumo de três espécies zooplanctônicas *Brachionus urceolaris* (Rotifera), *Moina minuta* (Cladocera) e *Notodiaptomus cearensis* (Copepoda), como subsídio para o Manejo Ambiental

RESUMO

Os organismos fitoplanctônicos constituem o principal produtor primário na cadeia alimentar aquática. O zooplâncton controla as densidades fitoplanctônicas, podendo causar perdas e profundas alterações nas comunidades algais, já que o zooplâncton seleciona as algas, promovendo uma pressão seletiva. Objetivou-se analisar experimentalmente as taxas de herbivoria de três espécies de três grupos diferentes (Copepoda, Cladocera e Rotifera), relacionando-as com a comunidade fitoplanctônica. Foram realizados três experimentos: E1) fitoplâncton/*Brachionus urceolaris* (Rotifera), E2) fitoplâncton/*Moina minuta* (Cladocera) e E3) fitoplâncton/*Notodiaptomus cearensis* (Copepoda, Calanoida). Cada experimento teve cinco réplicas e dois tratamentos (um com maior e outro com menor densidade fitoplanctônica) e seus respectivos controles. A taxa de herbivoria foi averiguada comparando a densidade algal no início (hora 0) e no final de cada experimento (hora 24). Sub-amostras foram tomadas para contagem das densidades, e contadas a partir da câmara Fuchs Rosenthal. No final do experimento analisaram-se as amostras do zooplâncton, observou-se e quantificou-se o número de indivíduos (contagem de vivos e mortos), para estimar a taxa de herbivoria de indivíduo/dia. A taxa média de herbivoria de *B. urceolaris* com a menor concentração de alimento foi de $2.227 \pm 386,7 \text{ cél.ind}^{-1}.\text{d}^{-1}$ e com densidades mais elevadas de alimento foi de $4.386,9 \pm 800,6 \text{ cél.ind}^{-1}.\text{d}^{-1}$. Em *M. minuta*, as taxas de herbivoria foram semelhantes, sendo de $45.841,6 \pm 13.552,2 \text{ cél.ind}^{-1}.\text{d}^{-1}$ com a menor concentração de alimento e de $46.830 \pm 33.372,4$ com a maior concentração de alimento. Já no copépoda *N. cearensis* a taxa de consumo foi de $24.060 \pm 4.156,1 \text{ cél.ind}^{-1}.\text{d}^{-1}$ nas menores concentrações alimentares e de $154,2 \pm 3.700 \text{ cél.ind}^{-1}.\text{d}^{-1}$ nas maiores concentrações alimentares. Verificou-se com este experimento que a taxa de herbivoria variou entre os grupos, não sendo o calanoida (de maior dimensão) a espécie

que apresentou as taxas mais elevadas, assim como que as taxas de herbivoria variam com a quantidade de alimento, mesmo a qualidade sendo a mesma.

Consumption rates of three zooplankton species, *Brachionus urceolaris* (Rotifera) *Moina minuta* (Cladocera), and *Notodiaptomus cearensis* (Copepoda), as subsidy for environmental management

ABSTRACT

Phytoplankton organisms are the most important primary producers within aquatic trophic webs. The zooplankton controls phytoplankton density and may cause profound effects on algal composition via selective pressure. The present study experimentally tested herbivory rates of three zooplankton species from three distinct taxonomic groups (Copepoda, Cladocera and Rotifera), and its influence on phytoplankton community. For this purpose three experiments were conducted: E1) phytoplankton/*Brachionus urceolaris* (Rotifera), E2) phytoplankton/*Moina minuta* (Cladocera) and E3) phytoplankton/*Notodiaptomus cearensis* (Copepoda, Calanoida). For each experiment, two treatments (higher and lower phytoplankton densities) with five replicates each were conducted. Further, control treatments (without zooplankton species) were also tested. Herbivory rate was calculated as the difference between algal density in the beginning (hour 0) and in the end of the experiment (hour 24). Subsamples were collected to determine algal density using a Fuchs Rosenthal counting chamber. In the end of the experiment zooplankton samples were analyzed to determine number of live and dead individuals, as a means to estimate herbivory rate of individual/day. Mean $\pm$ SE herbivory rates of *B. urceolaris* on samples with lower and higher food concentrations were, respectively, $2,227 \pm 386.7$ and $4,386.9 \pm 800.6$ cel.ind.⁻¹.d⁻¹. *M. minuta* showed similar herbivory rates under lower food concentrations ($45,841.6 \pm 13,552.2$ cel.ind.⁻¹.d⁻¹) and higher food concentrations ($46,830 \pm 33,372.4$ cel.ind.⁻¹.d⁻¹). Finally, herbivory rates of *N. cearensis* on samples with lower and higher food concentrations were, respectively, $24,060 \pm 4,156.1$ and $154.2 \pm 3,700$ cel.ind.⁻¹.d⁻¹. Results of the present study showed that herbivory rates varied among zooplankton groups, and that the calanoid copepod (with increased body size) did not show the

highest rates. Furthermore, herbivory rates differed as an effect of food availability, regardless of the similar algal composition.

INTRODUÇÃO

O fitoplâncton é formado por organismos microscópicos, as algas planctônicas que vivem suspensos na coluna d'água (Huszar, 1994), possui curto ciclo de vida e formam a base da cadeia alimentar dos ambientes aquáticos (Woclyli, 2010). O controle da produção do fitoplâncton através da predação e a transferência de energia dos produtores primários para os outros níveis tróficos da cadeia aquática dá-se através da herbivoria pelo zooplâncton (Capriulo & Carpenter, 1983; Kamiyama, 1997). Isto é, o fitoplâncton contribui na elaboração da matéria orgânica necessária à sobrevivência dos organismos herbívoros e, conseqüentemente, influenciam toda a cadeia alimentar. Estudos com diferentes grupos zooplancctônicos podem fornecer informações sobre o grau de trofia de um ambiente aquático, já que a sua composição, abundância e distribuição dependem das suas adaptações às características abióticas do meio e das suas interações entre os organismos (Infante, 1988), sendo estes organismos bons indicadores da qualidade ambiental.

Entre os organismos que compõem a comunidade zooplancctônica, os rotíferos são extremamente importantes, muitas vezes dominando o ambiente aquático, em decorrência de suas altas taxas reprodutivas, altas taxas de assimilação de recursos alimentares caracterizando-se como espécies oportunistas (Nogrady *et al.*, 1993; Wetzel, 1993). Os microcrustáceos, por sua vez, são eficientes filtradores, podendo influenciar a estrutura da comunidade fitoplanctônica através da herbivoria influenciando não apenas nas densidades populacionais, mas também na composição taxonômica do fitoplâncton através da predação seletiva (Lampert & Sommer, 1997).

O presente estudo avaliou experimentalmente as taxas de herbivoria do Rotífera *Brachionus urceolaris*, do Cladocera *Moina minuta* e do Copepoda *Notodiaptomus cearensis*, e sua influência na abundância e crescimento da comunidade fitoplanctônica. Neste contexto, o estudo integrado de diferentes grupos avaliados simultaneamente, assim como as suas relações com as condições ambientais locais, através de experimentos em laboratório, é de fundamental importância, pois, adquirindo um conhecimento mais aprofundado dos organismos estudados, quando estes forem

observados no ambiente aquático, se obterá uma maior compreensão na dinâmica dos ambientes, propiciando dessa forma, subsídios para o melhor manejo e conservação.

A resposta dada por estes organismos, frente ao seu alimento, fornecerá dados, que serão úteis no manejo ambiental, visando à melhoria da qualidade de água, pela diminuição da comunidade algal.

MATERIAL E MÉTODOS

A influência de três espécies zooplancônicas sobre a comunidade fitoplancônica foi averiguada, através das taxas de herbivoria desses herbívoros, comparando as densidades do fitoplâncton em diferentes tratamentos durante um período de 24 horas.

As espécies *Moina minuta* (Cladocera), *Brachionus urceolaris* (Rotifera) e *Notodiaptomus cearensis* (Copepoda) foram escolhidas por serem bastante comuns na área de estudo (Crispimet *al.*, 2000; Vieira, 2007) e importantes representantes tropicais, representando os 3 principais grupos de organismos zooplancônicos em ambientes aquáticos. Antes do período de experimentação, as espécies foram triadas sob microscopia e cultivadas isoladamente em aquários. Os animais foram mantidos por um período de 15 dias e alimentados periodicamente (em intervalos de dois dias) com culturas de fitoplâncton, para aclimação.

Três experimentos foram realizados no presente trabalho: E1) fitoplâncton + *B. urceolaris*, E2) fitoplâncton + *M. minutae* E3) fitoplâncton + *N. cearensis*. Em todos estes experimentos foram aplicados 2 tratamentos, um com maior e outro com menor alimento.

Para a realização de cada experimento, foram utilizados vinte recipientes de plástico (5 réplicas cada), nos mesmos foram adicionados 300 ml de água mineral, para que o alimento presente fosse apenas o adicionado sob controle. Sub-amostras para análise da riqueza e densidade do fitoplâncton foram tomadas em dois intervalos: 1) no início do experimento (hora 0 - antes da introdução das espécies do zooplâncton) e 2) no final do experimento (hora 24 - após a introdução das espécies do zooplâncton). A comparação entre estas duas análises permitiu analisar o quanto foi consumido pelas respectivas espécies, comparando com o crescimento populacional das algas nos

aquários controle (sem a presença do herbívoro). Os procedimentos descritos acima estão resumidos esquematicamente na Figura 1.

As algas utilizadas como alimento, foram obtidas de uma cultura mista, mantida no Laboratório de Ecologia Aquática - LABEA, do Departamento de Sistemática e Ecologia da Universidade Federal da Paraíba. As espécies fitoplânctônicas estavam presentes nas seguintes proporções: 65% de *Chlorella* sp., 28,7% de *Cosmarium* sp., 4,39% de *Merismopedium* sp., e 1,91% de uma espécie flagelada não identificada. A contagem das algas foi realizada utilizando-se a câmara de contagem Fuchs Rosenthal e os valores convertidos em cél.mL⁻¹. As amostras para a contagem algal foram fixadas em formol a 2%.

No final do experimento foi analisada também a abundância zooplâncton, observou-se e quantificou-se o número dos indivíduos (contagem dos vivos e mortos), para que desta forma fosse possível estimar a taxa de herbivoria de indivíduo por dia. Algumas análises físico-químicas também foram realizadas no início e no final do experimento, para verificar se foram diferentes entre os tratamentos e réplicas. Foram analisadas a temperatura, pH, condutividade e oxigênio dissolvido, esse último parâmetro ambiental não foi realizado para o experimento com *N. cearensis*, pelo oxímetro ter apresentado problemas técnicos durante o experimento. As análises foram realizadas com os respectivos equipamentos: termômetro de mercúrio, pHmetro, condutivímetro e oxímetro. Foi realizado o teste T em todos os casos, um valor crítico de $p < 0,05$ foi utilizado. Todas as análises foram realizadas utilizando o software STATISTICA.

Abaixo segue uma descrição com as particularidades dos três experimentos adotados.

Descrição dos experimentos

Experimento 1 (E1) - Fitoplâncton + *B. urceolaris*

Neste experimento foram aplicados dois tratamentos, o T1 com menor densidade inicial de fitoplâncton, com $2,5 \times 10^5$, e o T2, com o dobro de densidade algal, com $5,3 \times 10^5$. Cada tratamento foi realizado em cinco réplicas e em cada uma a densidade inicial de *B. urceolaris* foi de 10 indivíduos/pote. O controle foram cinco réplicas sem a presença do predador e com a mesma densidade de fitoplâncton, logo, tiveram dois controles, um para o T1 e outro para o T2. O período de análise foi de 24 horas.

Experimento 2 (E2) – Fitoplâncton + *M. minuta*

Foram aplicados dois tratamentos, o T1 com menor densidade inicial de fitoplâncton de $1,94 \times 10^5$, e o T2 com o dobro, $3,88 \times 10^5$. O restante foi como descrito na Figura 1, abaixo.

Experimento 3 (E3) – Fitoplâncton + *N. cearensis*

Foram aplicados dois tratamentos, o T1 com menor densidade inicial de fitoplâncton de $2,07 \times 10^5$, e o T2 com a densidade maior de $4,14 \times 10^5$. O restante do desenho experimental foi semelhante ao citado abaixo.

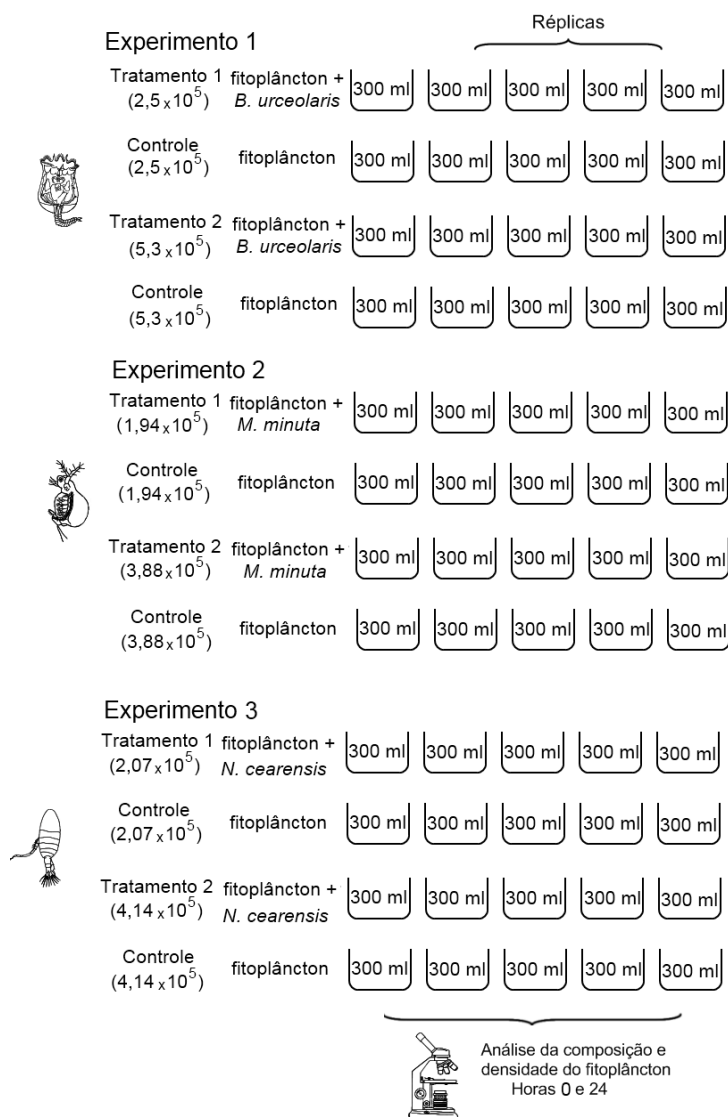


Figura 1. Desenho esquemático com as principais etapas do delineamento experimental realizado para avaliar astaxas de herbivoriade três espécies zooplanctônicas (*Brachionus urceolaris*, *Moina minuta*, e *Notodiaptomus cearensis*) sobre a comunidade fitoplanctônica.

RESULTADOS

Experimento E1 *Brachionus urceolaris*

No experimento E1, o fitoplâncton na presença do *B. urceolaris*, aumentou bastante a sua densidade, mais do que no controle, o que mostra não ter ocorrido herbivoria e apenas crescimento do alimento (Figura 2). Nas cinco réplicas, observou-se consumo negativo em três réplicas e consumo positivo em duas réplicas, o que proporcionou valores médios negativos de consumo, mas baseado nos valores das outras duas réplicas, são apresentados os valores de consumo de *B. urceolaris* na menor densidade de alimento. Os valores de densidade algal na presença de *B. urceolaris* a uma concentração alimentar mais elevada ($5,3 \times 10^5$), na presença do herbívoro, as densidades do fitoplâncton foram bem menores (Figura 3), comparadas com o controle, o que revelou que neste tratamento foi observada herbivoria por parte do rotífero.

A taxa média de consumo de *B. urceolaris* na presença de alimento com menor concentração de $2,5 \times 10^5$ foi de $2.227 (\pm 386,7) \text{ cél.ind}^{-1}.\text{d}^{-1}$ (média e desvio padrão), enquanto que na presença de densidades mais elevadas de alimento foi de $4.386,9 (\pm 800,6) \text{ cél.ind}^{-1}.\text{d}^{-1}$ (Figura 4). Também se verificou maior mortalidade no tratamento T1, (média de 3 ind.dia^{-1}) o que revelou que esta densidade alimentar não favoreceu esta espécie.

O resultado do teste T, do experimento com *B. urceolaris* mostrou que houve diferença significativa ($p < 0,001$, $t = 5,448$, $gl = 4$).

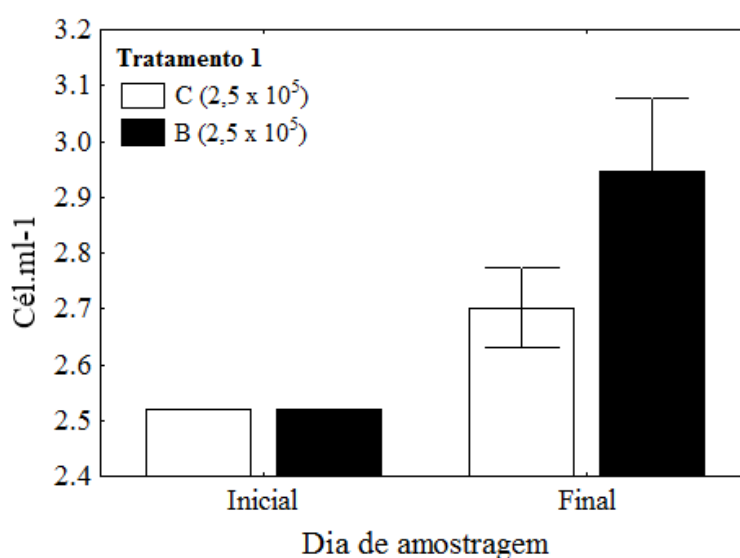


Figura 2. Densidades (inicial e final) no tratamento 1 ($2,5 \times 10^5 \text{ cél.ml}^{-1}$), do fitoplâncton com *B. urceolaris* ao longo do experimento.

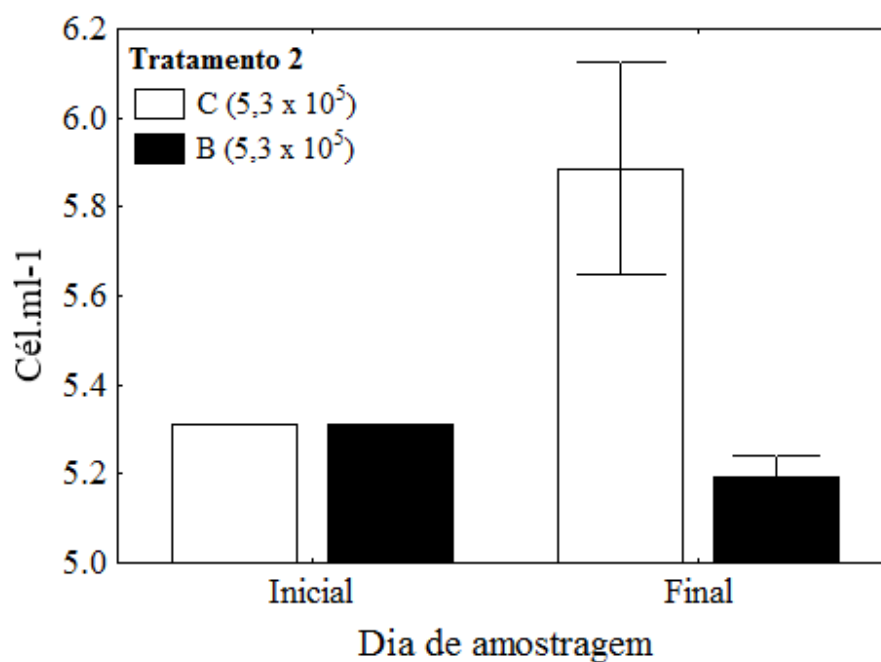


Figura 3. Densidades (inicial e final) no tratamento 2 ($5,3 \times 10^5$ cél.ml⁻¹), do fitoplâncton com *B. urceolaris*, ao longo do experimento.

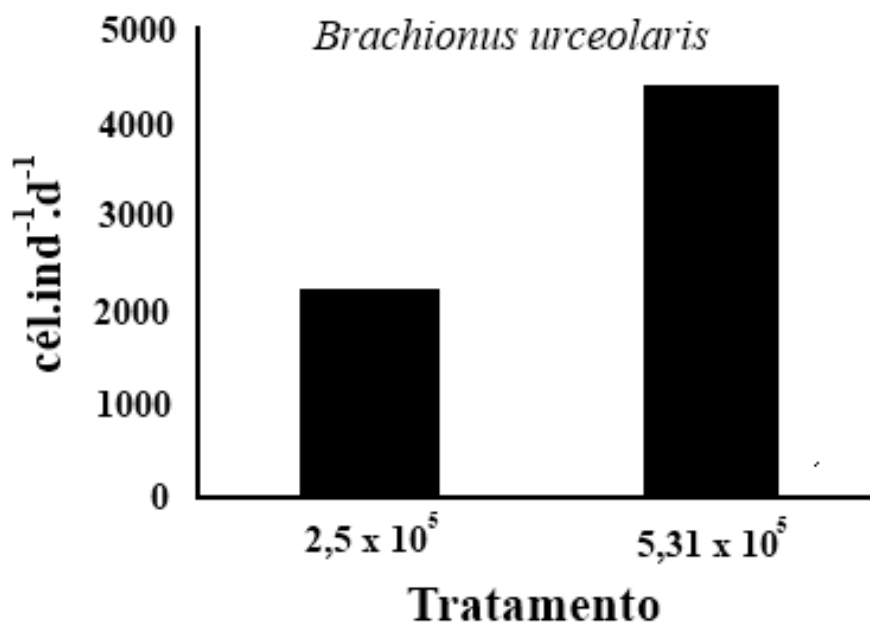


Figura. 4 – Taxas de herbivoria de *Brachionus urceolaris* na presença de menor ($2,5 \times 10^5$) e maior ($5,31 \times 10^5$) quantidade de alimento.

Experimento E2 *Moina minuta*

No experimento com *M. minuta*, verificou-se um elevado consumo por esta espécie nos dois tratamentos (Figuras 5 e Figura6).

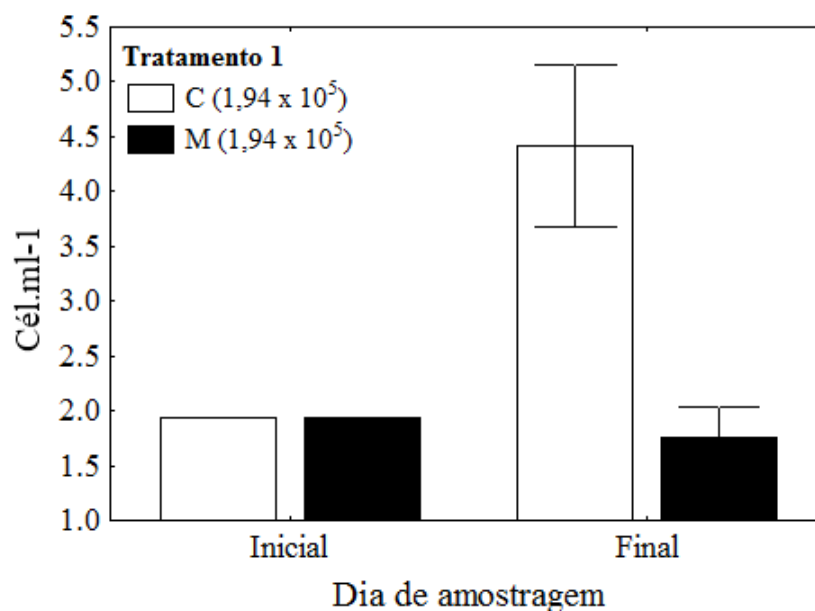


Figura 5. Densidades (inicial e final) no tratamento 1 ($1,94 \times 10^5$ cel.ml⁻¹), do fitoplâncton com *M. minuta* ao longo do experimento.

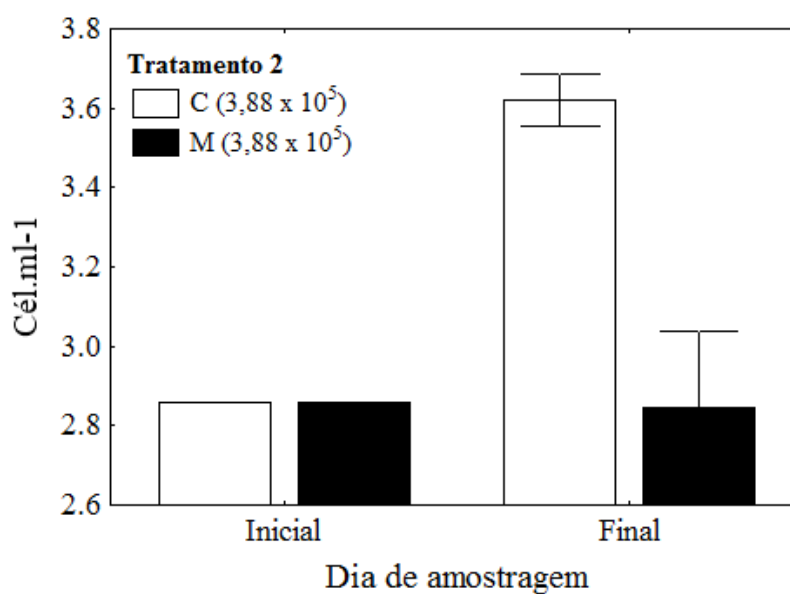


Figura 6. Densidades (inicial e final) no tratamento 2 ($3,88 \times 10^5$ cel.ml⁻¹), do fitoplâncton com *M. minuta* ao longo do experimento.

A taxa de consumo nesta espécie foi semelhante nas duas quantidades de alimento, ou seja, nas densidades de $1,94 \times 10^5$ e de $3,88 \times 10^5$, sendo de $45.841,66 \pm 13.552,2$ cél.ind.⁻¹.d⁻¹ na menor concentração de alimento (T1) e de $46.830 \pm 33372,4$ (T2), numa maior concentração de alimento (Figura 7).

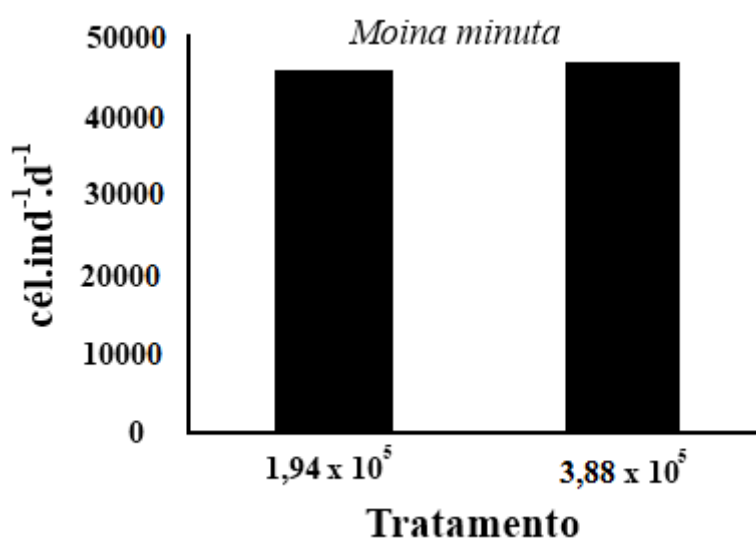


Figura. 7 – Taxas de herbivoria em *Moina minuta*, na presença de menor ($1,94 \times 10^5$) e maior ($3,88 \times 10^5$) quantidade de alimento.

Não houve se verificou diferença significativa, na menor concentração algal e na maior, de acordo com o resultado do teste T, $p > 0,05$, $t = 2,144$, $gl = 8$.

Experimento E3 *Notodiaptomus cearensis*

Em relação ao tratamento 1, com menor densidade algal, ($2,07 \times 10^5$ cél.ml⁻¹), com *N. cearensis*, foi constatado herbivoria por parte deste copépodo, enquanto que nas densidades mais elevadas de alimento, T2 ($4,14 \times 10^5$ cél.ml⁻¹), não se verificou consumo (Figura 8, Figura 9).

Apesar dos valores médios de consumo terem sido nulos ou negativos, no tratamento 2, numa das réplicas verificou-se consumo, na presença de maiores concentrações de alimento. Assim, verificaram-se taxas médias de consumo de 24.060

$\pm 4.156,08 \text{ cél.ind.}^{-1}.\text{d}^{-1}$ nas menores concentrações de alimento (T1) e de $154,2 \pm 3.700 \text{ cél.ind.}^{-1}.\text{d}^{-1}$ nas maiores concentrações de alimento (T2) (Figura10).

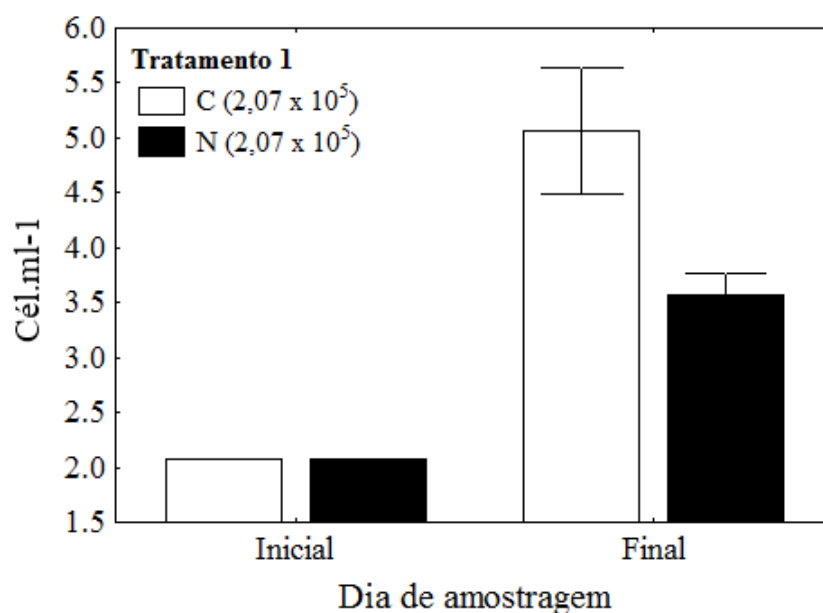


Figura 8. Densidades (inicial e final) no tratamento 1 ($2,07 \times 10^5 \text{ cél.ml}^{-1}$), do fitoplâncton com *N. cearensis* ao longo do experimento.

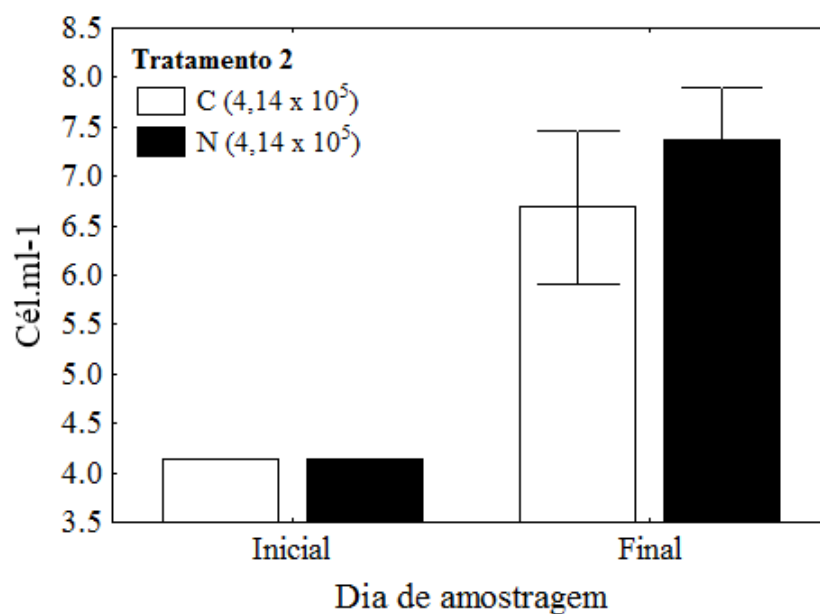


Figura 9. Densidades (inicial e final) no tratamento 2 ($4,14 \times 10^5 \text{ cél.ml}^{-1}$), do fitoplâncton com *N. cearensis* ao longo do experimento.

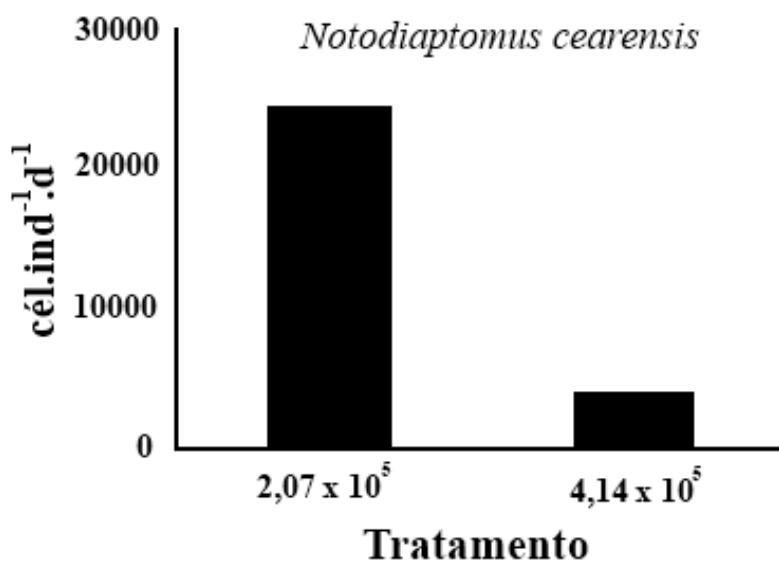


Figura 10. Taxas de herbivoria de *Notodiaptomus cearensis*, na presença de menor ($2,07 \times 10^5$) e de maior ($4,14 \times 10^5$) quantidade de alimento.

Verificou-se diferença significativa no consumo, sob as duas concentrações de alimento, de acordo com o resultado do teste T, $p < 0,001$, $t = 3,760$, $gl = 6$.

Observando os resultados das taxas de herbivoria nos experimentos com *B. urceolaris*, *M. minuta* e *N. cearensis*, verificou-se que *B. urceolaris*, nas concentrações testadas, revelou ser a espécie com a menor taxa de herbivoria, mas que, na maior concentração de alimento apresentou uma taxa mais elevada (Figura 11). *M. minuta* foi a espécie que apresentou as maiores taxas de herbivoria, independente das concentrações alimentares e o copépodo calanoide apresentou taxas intermediárias, no tratamento 1 e as menores no tratamento 2.

Observando as condições ambientais ao longo de todos os tratamentos, verificou-se que o pH apresentou um ligeiro aumento do primeiro para o segundo dia, principalmente no controle, provavelmente, devido ao crescimento das algas (Tabela 1). O mesmo foi observado nos outros potes experimentais (Tabela 2,3).

Apenas no experimento com *B. urceolaris*, os valores de condutividade aumentaram no segundo dia, o que pode ter sido causado pela decomposição ocorrida neste experimento, já que foi o único em que ocorreu mortalidade (Tabela 1). Os valores de temperatura mantiveram-se constantes nos dois dias de análise com 22°C .

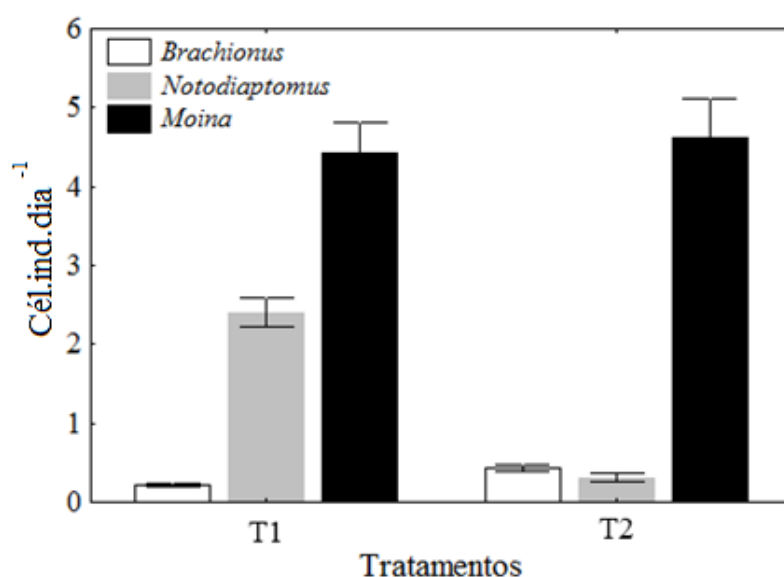


Figura 11. Taxas de herbivoria das três espécies testadas nos dois tratamentos (menor concentração de alimento T1 e maior concentração de alimento T2)

Tabela 1. Parâmetros ambientais nos recipientes experimentais com *B. urceolaris*, no T1 (menor concentração de alimento) e no T2 (maior concentração de alimento), no primeiro e no segundo dia (média±desvio padrão)

Tratamento/variáveis	Primeiro dia		Segundo dia	
	Controle	<i>B. urceolaris</i>	Controle	<i>B. urceolaris</i>
T1				
pH	7,22 ± 0,08	7,18 ± 0,04	8,39 ± 0,05	8,11 ± 0,03
Condutividade elétrica	3,55 ± 0,19	2,95 ± 0,25	8,07 ± 0,28	7,36 ± 0,09
Oxigênio dissolvido	5,84 ± 0,55	5,5 ± 0,47	6,04 ± 0,55	5,48 ± 0,92
Temperatura	22	22	22	22
T2				
pH	7,30 ± 0,09	6,75 ± 0,19	8,46 ± 0,05	8,06 ± 0,13
Condutividade elétrica	0,96 ± 0,12	0,61 ± 0,22	4,05 ± 0,21	3,97 ± 0,10
Oxigênio dissolvido	5,7 ± 0,28	5,48 ± 0,10	5,96 ± 0,35	5,88 ± 0,54
Temperatura	23	23	23	23

Tabela 2. Parâmetros ambientais nos recipientes experimentais com *M. minuta*, no T1 (menor concentração de alimento) e no T2 (maior concentração de alimento), no primeiro e no segundo dia (média±desvio padrão).

Variáveis	Primeiro dia		Segundo dia	
	Controle	<i>M. minuta</i>	Controle	<i>M. minuta</i>
T1				
pH	6,42 ± 0,04	6,44 ± 0,09	7,13 ± 0,08	7,3 ± 0,14
Condutividade elétrica	5,78 ± 1,88	6,33 ± 0,01	1,06 ± 0,04	0,77 ± 0,25
Oxigênio dissolvido	4,78 ± 0,21	4,82 ± 0,37	5,5 ± 0,41	5,36 ± 0,19
Temperatura	23	23	23	23
T2				
pH	6,51 ± 0,02	6,36 ± 0,14	7,5 ± 0,07	7,44 ± 0,07
Condutividade elétrica	6,08 ± 0,08	5,23 ± 0,10	0,61 ± 0,15	0,26 ± 0,04
Oxigênio dissolvido	4,62 ± 0,50	4,62 ± 0,50	5,66 ± 0,28	5,4 ± 0,04
Temperatura	23	23	23	23

Tabela 3. Parâmetros ambientais nos recipientes experimentais com *N. cearensis*, no T1 (menor concentração de alimento) e no T2 (maior concentração de alimento), no primeiro e no segundo dia (média±desvio padrão).

Variáveis	Primeiro dia		Segundo dia	
	Controle	<i>N. cearensis</i>	Controle	<i>N. cearensis</i>
T1				
pH	6,40 ± 0,08	6,53 ± 0,018	6,83 ± 0,48	7,41 ± 0,04
Condutividade elétrica	0,29 ± 0,03	0,24 ± 0,10	0,85 ± 0,26	0,82 ± 0,06
Oxigênio dissolvido				
Temperatura	23	23	23	23
T2				
pH	6,56 ± 0,02	6,46 ± 0,16	7,87 ± 0,13	7,96 ± 0,04
Condutividade elétrica	0,52 ± 0,03	0,17 ± 0,08	0,68 ± 0,26	0,31 ± 0,01
Oxigênio dissolvido				
Temperatura	23	23	23	23

DISCUSSÃO

Experimento 1

O maior aumento da densidade de fitoplâncton na presença do rotífero, comparando com o controle, revelaram que as excretas destes organismos podem ter enriquecido o meio, possibilitando um crescimento mais elevado do fitoplâncton na presença do herbívoro. Como as taxas de herbivoria estão sendo comparadas com o controle (ausência de herbivoria) e não podemos ter noção do que o fitoplâncton cresce a mais que no controle, por influência das excretas dos indivíduos herbívoros, as taxas aqui citadas, são valores estimados mínimos, podendo as taxas reais ser superiores aos valores apresentados.

Como eles não se alimentaram com menores densidades de alimento, isso levou à mortalidade de alguns indivíduos. Este resultado é compatível com as observações de campo (Attayde & Bozelli, 1998), em açudes do semi-árido paraibano, em que esta espécie aumenta as suas densidades quando o ambiente encontra-se mais eutrofizado logo com maiores densidades de fitoplâncton.

Savas e Glucu (2006) verificaram que as taxas de consumo de *Brachionus plicatilis*, em experimentos sujeitos a 25° C, aumentavam com o aumento da concentração de alimento, mas chegavam a um limite máximo que a partir daí o consumo decrescia, apesar da maior quantidade de alimento, assim como eram influenciadas pelo tipo de algas. Os mesmos autores encontraram taxas de consumo máximo de 355.665 cél.ind⁻¹.dia⁻¹ na presença de *Nannochloropsis oculata* e mínimas de 14.731,2 cél.ind⁻¹.dia⁻¹, na presença de *Tetraselmis suecica*. Essas taxas ocorreram nos primeiros 60 minutos, diminuindo a partir daí. Ambas as taxas foram superiores às observadas neste trabalho, é possível que a densidade algal fosse baixa para o *B. urceolaris*. Podendo essas taxas aumentar na presença de mais alimento (ambiente mais eutrofizado). As concentrações de algas usadas neste experimento foram na ordem de 10⁶ e 10⁷, densidades mais elevadas que as usadas neste trabalho, isso poderá explicar as diferenças registradas entre os resultados.

Trabalhos realizados com dois clones de *Brachionus calyciflorus* apresentaram taxas de herbivoria de 95.808 cél/ind/dia na presença de *Chlorellapyrenoidosa* e de 40.080 cél/ind/dia na presença de *Scenedesmus obliquus* (Ge, Xi & Chen, 2005), os clones apresentaram comportamentos alimentares distintos, sendo um mais que o outro

afetado pelo tipo de alimento. Os mesmos autores detectaram que as taxas de filtração e ingestão destes dois clones diferiram com o tipo de alimento, concentração algal e tempo da cultura. Estes dados mostram que as espécies herbívoras do zooplâncton são bastante versáteis em relação ao seu comportamento alimentar, sendo verificadas diferenças inclusive entre diferentes clones.

Os rotíferos são considerados pequenos filtradores e por isso menos eficientes no controle da comunidade fitoplanctônica (Martínez, *et al.*, 2000). Os resultados deste experimento são compatíveis com esta teoria, visto que *B. urceolaris* apresentou menores taxas de herbivoria que o cladóceros ou copépodo, no tratamento 1, no entanto, no tratamento 2, suas taxas de herbivoria foram superiores às do copépodo, que tem um comprimento corporal muitas vezes superior ao do rotífero, sinalizando que não é apenas o tamanho do indivíduo que influi na sua capacidade de retirar algas do ambiente.

Experimento 2

Os resultados do experimento com *M. minuta* mostraram que esta espécie nas densidades de alimento testadas apresentou uma elevada taxa de herbivoria, independente das densidades algais, o que corrobora com os dados de Vieira (2007), e de Oliveira & Crispim, (2006) que observou num experimento, testando diferentes concentrações de nutrientes com *M. minuta*, que esta apresentou um elevado consumo algal e cresceu melhor na presença de um sistema aquático eutrofizado (experimental). Esta espécie, comparando com as outras duas testadas (*B. urceolaris* e *N. cearensis*) foi a que apresentou maior impacto sobre a comunidade algal sendo o herbívoro mais eficiente. Como *M. minuta* necessita de grandes quantidades de alimento (Vieira, 2007) esta espécie é registrada nos ecossistemas quando as taxas de produção algal são mais elevadas, ou seja, logo no início do período chuvoso quando estes organismos eclodem de ovos efípias do sedimento (Crispim *et al.*, 2003 ou no final do ciclo de estiagem, quando o estado trófico aumenta (Crispim *et al.*, 2000), provavelmente a partir de poucos indivíduos que permaneçam no ambiente, não sendo detectados nas coletas, por algum tempo, ou novamente eclodidos a partir de ovos de diapausa.

A teoria da relação direta entre o comprimento do corpo e as taxas de herbivoria também não se aplicaram neste caso, visto que as taxas de herbivoria de *M. minuta* foram

sempre superiores às do copépode calanoide, mesmo sendo este último muito maior que o cladóceros.

Experimento 3

Nas menores densidades alimentares em que houve herbivoria por *N. cearensis*, ocorreu o inverso do observado em *B. urceolaris* e também compatível com o observado nos açudes do semi-árido, em que *N. cearensis*, ocorre em maiores densidades quando o ambiente encontra-se menos eutrofizado (Moredjo, 1998).

A maior taxa de herbivoria do rotífero *B. urceolaris* em concentrações elevadas de alimento explica o que muitas vezes ocorre no ambiente, isso porque os Cladocera e Copepoda são considerados grandes filtradores (mais eficientes) e os Rotifera pequenos filtradores (menos eficientes) (Price *et al.*, 1983), no entanto, como as densidades algais aqui testadas eram as duas de 10^5 , é possível que, com densidades mais elevadas, este rotífero apresente taxas de herbivoria diferentes, visto que, em ambientes eutrofizados as densidades algais podem ser bem superiores às testadas neste experimento. Além disso, parece que ambas as densidades algais não favoreceram esta espécie visto que, foi observada mortalidade nos dois tratamentos.

A taxa de herbivoria é diretamente proporcional ao tamanho do corpo dos organismos (Lampert, 1987). *M. minuta* foi um organismo mais eficiente na filtração de algas que *N. cearensis*, mas enquanto que a primeira apresentou taxas de herbivoria semelhantes, independente da quantidade de alimento oferecido, o copépodo alimentou-se mais eficientemente na menor quantidade algal. Isso explica porque *N. cearensis* ocorre mais tarde, quando se verifica uma diminuição de alimento no ambiente (Crispim & Watanabe, 2000; Crispim *et al.*, 2000). Da mesma forma que no Rotifera, essas taxas poderão ser mais elevadas com maiores densidades de alimento, já o Copepoda poderá ter suas taxas de herbivoria mais elevadas com menores densidades de alimento, o que é verificado em ecossistemas aquáticos menos eutrofizados. Segundo Crispim, (1998), quando testadas algumas espécies de Copepoda não são consideradas herbívoras eficientes, devido a alguns fatores, como a quantidade de alimento nos aquários. Para se obter respostas mais eficientes, deve-se testar outras concentrações diferentes de algas, de forma a caracterizar outros estados tróficos mais extremos, com maior e menor densidade algal.

Devido ao crescimento das algas, e no tratamento 1, por não terem sido ingeridas pelo *B. urceolaris*, houve provavelmente, uma maior absorção de CO₂, pelos processos de fotossíntese, o que favoreceu o aumento do pH (Vasconcelos, 1995).

O oxigênio dissolvido, nos controles, apresentou geralmente um pequeno aumento, proporcionado provavelmente, pela produção algal (Tjogaset *al.*, 2007). No entanto, nos aquários com os organismos zooplancctônicos, em consequência da sua respiração, estes valores eram ligeiramente menores.

Baseado nos resultados obtidos nas estimativas das taxas de herbivoria, sob as densidades testadas, podemos concluir que a densidade algal, interfere nas taxas de herbivoria do Copepoda Calanoida *N. cearensis* e do rotífero *B. urceolaris*. O cladocera *M. minuta* não foi afetado pela densidade algal e apresentou as taxas mais elevadas, comparando com as outras duas espécies testadas. Desta forma, podemos entender melhor o que ocorre nos ambientes aquáticos do semiárido, em que as espécies testadas ocorrem no ambiente, dependendo da densidade do fitoplâncton. *M. minuta* é a primeira espécie a surgir, logo após o início das chuvas, paralelamente com algumas espécies de Rotifera, no período de maior produtividade algal. As elevadas taxas de herbivoria desta espécie fazem diminuir o alimento disponível, levando à mortalidade da mesma (Vieira, 2007), que se mantém no ambiente na forma de ovos efípias, até que o ambiente volte a tornar-se propício para a sua vida ativa. A diminuição do alimento favorece a presença do Copepoda *N. cearensis*, que aumenta as suas densidades algum tempo após o início das chuvas, e à medida que o ambiente aumenta o estado trófico, no decorrer do período seco, favorece a presença do rotífero *B. urceolaris* que aumenta as suas densidades, quando o estado trófico do ambiente é maior. No entanto, como apenas densidades de 10⁵ foram testadas, é importante que outras densidades algais sejam analisadas, para poder verificar a influência de outras concentrações nas taxas de consumo destes organismos.

Os resultados obtidos confirmam o relatado na bibliografia, que mostra que os grandes herbívoros são mais eficientes no controle das populações algais, enquanto que os rotíferos são menos eficientes (Peters & Downing, 1984), o que permite o crescimento algal e a instalação de grandes densidades populacionais, o que torna as águas dos ecossistemas aquáticos eutrofizados, esverdeadas.

REFERÊNCIAS

- Attayde, J.L. ; Bozelli, R.L.(1998). Assessing the indicator properties of Zooplankton Assemblages to disturbance gradients by canonical correspondence analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55: 1789-1797.
- Capriulo, G.M. & E.J.R. Carpentier (1983). Abundance, species composition and feeding impact of tintinnid microzooplâncton in central Long Island Sound.**Mar. Ecol. Program. Ser.** 10: 277-288.
- Crispim, M.C (1998). Estudo do Impacte do Esvaziamento da Albufeira do Maranhão sobre a Comunidade Zooplanctônica: Principais relações bióticas que afectam os cladóceros.**Tese de Doutorado**, Universidade de Lisboa. Lisboa, Portugal. 183p.
- Crispim, M. C.; Leite, R. L.; Watanabe, T. (2000). Evolução do estado trófico em açudes temporários no Nordeste semi-árido, durante um ciclo hidrológico, com ênfase na comunidade zooplanctônica. **Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros**. Vitória, ES, 3: 422-430.
- Crispim, M.C., Watanabe, T, (2000). Heterogeneidade no ecossistema lacustre, baseado na comunidade zooplanctônica de açudes. **Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros**, Vitória, ES, 3: 431-441.
- Crispim, M.C.; Da Paz, R.J.; Watanabe, T.(2003). Comparison of different *Moina minuta* populations dynamics eclosed from resting eggs in a semi-arid region in Brazil. **Brazilian Journal of Ecology**, 5:33-38.
- Ge, Yi.; Xi, Y, Chen, F. (2005). A comparative study on feeding intensity of two rotifer *Brachionus calyciflorus* strains. **Yin Yong Sheng Tai Xue Bao**, 16(10): 1956-1961.
- Infante, A.G. (1988). **El Plancton de Las Aguas Continentales**. Secretaria General de La organización de los Estados Americano, Washington, EUA, 455 p.
- Kamiyama, T. (1997).Growth and Grazing responses of tintinnid ciliates feeding on the toxic dinoflagellate *Heterosigma circularisquama*.**Marine Biology**, 128: 509-515.
- Lampert, W. (1987) Feeding and nutrition in *Daphnia*.**Mem.Ist. Ital. Hidrobiol.**, 45: 143-192.
- Lampert, W.; Sommer, U. (1997).**Limnology**.The ecology and lakes and streams.New York: Oxford University Press.

- Martínez, J.C.C.; Canesin, A., Bonecker, C.C. (2000). Species composition of rotifers in different habitats of an artificial lake, Mato Grosso do Sul, State, Brazil. 22(2): 343-346.
- Moredjo, A. (1998). Avaliação dos efeitos das atividades humanas sobre o estado trófico dos açudes paraibanos, com ênfase na utilização da comunidade zooplanctônica como bioindicador. **Dissertação de mestrado**, Programa de Desenvolvimento e Meio Ambiente, Prodepa, 136 p.
- Nogrady, T.; Wallace, R.L.; Snell, T.W. (1993). Rotifera: biology, ecology and systematic. In: DUMONT, H.J.F. (Coord.). **Guide to the identification of the macroinvertebrates of the continental waters of the world**. Netherlands: SPB Academic Publishing, V.1.345 p.
- Oliveira, F.M.F.; Crispim, M.C. (2006). Efeitos da quantidade e qualidade de alimento sobre algumas espécies de Cladocera. XIV Encontro de Iniciação Científica da UFPB. Livro de resumos, 11:20-22.
- Peters, J.A.; Downing, J.A. (1984). Empirical analysis of zooplankton filtering and feeding rates. **Limnol. Oceanog.** 29(4): 763-784.
- Price, H.J.; Paffenhofer, G.A.; Strickler, J.R. (1983). Models of cell capture in calanoid copepods. **Limnol. Oceanog.** 28(1): 116-123.
- Savas, S. e Guclu, Z. (2006). Filtration and ingestion rates of the rotifer *Brachionus plicatilis* fed five species of microalgae at different cell densities. The Israeli Journal of Aquaculture – Bamidgah 58(1), 2006, 39-45
- Tjogas, P; Horne, A; Niccum, M. (2007). Designing for Algae Proliferation in a New Reclaimed Water Reservoir, **Aquatic Sciences**, 2:225-268.
- Vasconcelos, V.M.O. (1995). Toxicologia de Cianobactérias. **Tese de Doutorado**, Universidade do Porto. 136 pp.
- Vieira, A.C.B. (2007). Dinâmica da comunidade zooplanctônica ao longo de um ciclo hidrológico e a resposta de três espécies de Cladóceros (Crustácea, Phyllopoda) a diferentes graus de trofia no Açude de Taperoá II, semiárido paraibano. **Dissertação de mestrado**, Universidade Federal da Paraíba, 102 pp.
- Wetzel, R.G. (1993). **Limnologia**. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian.

CAPÍTULO III

Influência dos nutrientes sobre a taxa de consumo de *Notodiaptomus cearensis* (Copepoda) e *Ceriodaphnia cornuta* (Cladocera)

RESUMO

Os ambientes aquáticos recebem gradativamente mais nutrientes pela lixiviação ou introdução direta pelo ser humano (poluição). O aumento de nutrientes nos sistemas aquáticos provoca o aumento da eutrofização, que altera a estrutura e funcionamento dos ecossistemas. O controle da produção do fitoplâncton através da predação e a transferência de energia dos produtores primários para outros níveis tróficos dá-se através da herbivoria. Assim, analisar o comportamento dos herbívoros, frente ao enriquecimento nutritivo do meio, é fundamental, para entender os processos que direcionam a evolução trófica em um ecossistema aquático. Este trabalho teve como objetivo averiguar a influência dos nutrientes sobre a taxa de herbivoria do zooplâncton sob diferentes concentrações (oligotrófico, mesotrófico, eutrófico) simulados em laboratório. O alimento utilizado foi em sua maioria cianobactérias, um grupo típico de ecossistemas eutrofizados. Foram realizados dois experimentos, o primeiro com o copépodo Calanoida *Notodiaptomus cearensis* e o segundo com o cladócero *Ceriodaphnia cornuta*. No experimento com o copépodo *N. cearensis* constatou-se uma maior taxa de herbivoria no meio eutrófico, enquanto que o cladócero *Ceriodaphnia cornuta*, apresentou uma maior taxa de herbivoria no meio oligotrófico. Isto é compatível com os resultados observados em campo, em que se encontra *C. cornuta* em ambientes oligotróficos e mesotróficos não sendo comumente observadas em águas eutrofizadas.

Influence of nutrient concentrations on *Notodiaptomus cearensis* (Copepoda) and *Ceriodaphnia cornuta* (Cladocera) consumption rates

ABSTRACT

Nutrient concentrations tend to gradually increase on aquatic environments due to natural or human-induced processes (pollution). The increase in nutrient concentrations (eutrophication), on the other hand, modifies the ecosystem's structure and function.

Herbivory is the main process influencing the levels of phytoplankton production and the energy transfer rates of primary producers to the other trophic levels. Therefore, understanding the roles played by herbivores, particularly under nutrient enrichment, is central to determine the processes driving the trophic evolution of aquatic environments. The present study aimed to evaluate the influence of simulated nutrient concentrations (oligotrophic, mesotrophic and eutrophic) on zooplankton herbivory rates under laboratory experiments. Algal species tested were mostly cyanobacteria, a typical group of eutrophic environments. Two experiments were conducted: the first tested herbivory rates of the calanoid copepod *Notodiaptomus cearensis*, and the second experiment tested herbivory rates of the cladoceran *Ceriodaphnia cornuta*. The copepod *N. cearensis* showed higher herbivory rates under eutrophic conditions, whereas the cladoceran *C. cornuta* showed a higher herbivory rate under oligotrophic conditions. These results are consistent with what is known from field observations, that is, *C. cornuta* individuals are almost exclusive of oligotrophic and mesotrophic sites, and seldom found on eutrophic sites.

INTRODUÇÃO

Os organismos fitoplanctônicos constituem o principal produtor primário, sendo o primeiro elo da cadeia alimentar aquática. Estes organismos estabelecem relações intra e interespecíficas complexas, competindo por espaço, recursos orgânicos e inorgânicos na coluna d'água. A modificação na comunidade planctônica pode ocasionar mudanças profundas na organização dos ecossistemas aquáticos, devido a esta comunidade possuir a capacidade de responder rapidamente às alterações físico-químicas do ambiente, a partir da variação de suas taxas reprodutivas (Santos *et al.*, 2009).

A organização das comunidades é afetada diretamente pela heterogeneidade temporal e espacial das condições ambientais. A temperatura, a qualidade de água, a disponibilidade de alimento e a predação, são alguns exemplos dos diversos fatores que podem influenciar o ciclo reprodutivo e o crescimento dos organismos planctônicos (Santos, 2010).

A variação temporal do fitoplâncton é controlada por diversos fatores, sendo um dos principais, a disponibilidade de nutrientes. Esta é regulada por fatores externos e

internos do ecossistema. A atividade do zooplâncton herbívoro sobre o fitoplâncton pode causar perdas nas comunidades algais e profundas alterações na composição de suas comunidades, isto ocorre devido à herbivoria, já que o zooplâncton seleciona as algas, promovendo uma pressão seletiva (Esteves, 1998).

Os rotíferos apresentam diversos hábitos alimentares podendo ser onívoros, carnívoros ou herbívoros. A obtenção do alimento pode ocorrer de várias maneiras, as quais refletem os hábitos alimentares de cada espécie, os principais tipos são: “redemoinho”, fórceps e sugador. Os cladóceros e copépodos são essencialmente “filtradores”, alimentam-se de fitoplâncton e de detritos. A taxa de filtração de água depende de fatores como: o tamanho do animal e da partícula, a qualidade do alimento e a temperatura. Nos copépodos a parte do alimento que não é assimilada é excretada sob a forma de fezes muito compactadas, com alta densidade, as quais se depositam no sedimento onde são lentamente decompostas (Esteves, 1998).

Fatores ascendentes (nutrientes e luz) e descendentes (herbivoria) são os responsáveis pelo controle da produtividade primária em ambientes aquáticos. Os fatores ascendentes são apontados pelos pesquisadores como os mais expressivos na regulação da produção primária e da biomassa das algas, já que, o crescimento e a reprodução desses organismos em ecossistemas aquáticos são principalmente limitados pela disponibilidade de luz e de nutrientes como o nitrogênio e o fósforo (Zhao *et al.*, 2008). Os fatores descendentes, como a herbivoria, têm papel importante na determinação da estrutura e dinâmica das redes alimentares pelágicas. O crescimento fitoplanctônico pode ser inibido pela eficiência das interações descendentes na regulação da produção primária, devido à pressão da herbivoria (Hillebrand, 2005).

O controle descendente através da herbivoria depende de vários fatores, tais como: relação entre o tamanho corporal do herbívoro e do produtor; seletividade e eficiência do herbívoro; resistência do produtor; relação entre as necessidades nutricionais do herbívoro e a qualidade nutricional do produtor. A seletividade das espécies zooplanctônicas varia fortemente com o tamanho corporal dos organismos (Wilson *et al.*, 2006).

Um ambiente apresenta-se eutrofizado, quando a herbivoria deixa de ser eficiente no controle do fitoplâncton, geralmente porque os grandes herbívoros (Cladocera e Copepoda Calanoida) são substituídos por pequenos filtradores (Rotifera), menos eficientes na retirada e controle das algas. Através disto, é importante analisar as

interações ecológicas, para se obter um conhecimento mais aprofundado sobre as principais interações interespecíficas, de forma a poder propor um manejo nos ecossistemas aquáticos.

A pesquisa teve como objetivo averiguar a influência dos nutrientes sobre a taxa de herbivoria do zooplâncton sob diferentes meios (oligotrófico, mesotrófico e eutrófico) simulados em laboratório, para que fossem observados os efeitos do aumento da eutrofização sobre a comunidade zooplancônica. Desta forma, é importante detectar as espécies que são mais eficientes na herbivoria, para que possa ser estimulada a sua presença nos ecossistemas aquáticos, de forma que, estas possam controlar a produtividade algal e com isto atrasar o processo de eutrofização.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi desenvolvido no Laboratório de Ecologia Aquática situado no Departamento de Sistemática e Ecologia da Universidade Federal da Paraíba.

Descrição dos experimentos

Influência dos nutrientes (nitrogênio e fósforo) sobre a taxa de consumo Copepoda *Notodiaptomus cearensis* e do Cladóceros *Ceriodaphnia cornuta*

Três condições de estado trófico da água foram simuladas nessa etapa de experimentação: água oligotrófica, mesotrófica e eutrófica, usando a metodologia descrita em Vieira (2007). O alimento utilizado foi em sua maioria cianobactéria, um grupo típico de ecossistemas eutrofizados.

Foram realizados dois experimentos, o primeiro com o copépodo Calanoida *Notodiaptomus cearensis* e o segundo com o cladóceros *Ceriodaphnia cornuta*. Estas espécies foram escolhidas por serem bastante comuns na área de estudo (Crispimet *al.*, 2000; Vieira, 2007) e importantes representantes tropicais, representando os principais grupos de organismos zooplancônicos em ambientes aquáticos. Antes do período de experimentação, as espécies foram triadas sob microscopia e cultivadas isoladamente em aquários. Os animais foram mantidos por um período de 15 dias e alimentados periodicamente (em intervalos de dois dias) com culturas de fitoplâncton, para aclimação.

Foram aplicados três tratamentos: T1) água oligotrófica T2) água mesotrófica e T3) água eutrófica. Para cada um destes tratamentos foi adotado um controle com apenas a presença do fitoplâncton sem herbívoros.

Para a realização de cada experimento, foram utilizados vinte recipientes de plástico (cinco réplicas cada) nos mesmos foram adicionados 300 ml de água preparada com cada meio trófico. Sub-amostras para análise da riqueza e densidade do fitoplâncton foram tomadas em dois intervalos: 1) no início do experimento (hora 0 - antes da introdução das espécies do zooplâncton) e 2) no final do experimento (hora 24 - após a introdução das espécies do zooplâncton). A comparação entre estas duas análises permitiu analisar o quanto foi consumido pelas respectivas espécies, comparando com o crescimento populacional das algas nos aquários controle (sem a presença do herbívoro). Os procedimentos descritos acima estão resumidos esquematicamente na Figura 1.

Com isso, foi possível determinar a taxa de consumo do zooplâncton a partir das diferenças entre a densidade inicial e final do fitoplâncton sob diferentes meios (oligotrófico, mesotrófico e eutrófico), comparando com o respectivo controle.

A identificação do fitoplâncton foi baseada em Streble & Krauter (1987), Silva (1999) e Bicudo & Menezes (2006).

As algas utilizadas como alimento, foram obtidas de uma cultura mista, mantida no Laboratório de Ecologia Aquática - LABEA, do Departamento de Sistemática e Ecologia da Universidade Federal da Paraíba. As espécies fitoplanctônicas estavam presentes nas seguintes proporções, para o experimento com a espécie *N. cearensis*: 73,8% de *Aphanoteces* sp, 22,2% de *Ankistrodesmus* sp, 4% de *Scenedesmus* sp. O alimento foi oferecido na densidade de $1,6 \times 10^6$. No experimento com a *C. cornuta* as espécies fitoplanctônicas estiveram presentes nas seguintes proporções: 65,2% de *Aphanotece* sp, 19% de *Ankistrodesmus* sp, 6,5% de *Chlorella* sp, 4,3% de *Merismopedia* sp, 3,0% de *Scenedesmus* sp, 2,0 % de *Cosmarium* sp. A alimentação foi adicionada na densidade de $1,5 \times 10^5$. A contagem das algas foi realizada utilizando-se uma câmara de contagem Fuchs Rosenthal. As amostras para a contagem algal foram fixadas em formol a 2%.

No final do experimento foram analisadas também as amostras do zooplâncton, observou-se e quantificou-se o número dos indivíduos (contagem dos vivos e mortos), para que desta forma fosse possível estimar a taxa de herbivoria por indivíduo por dia.

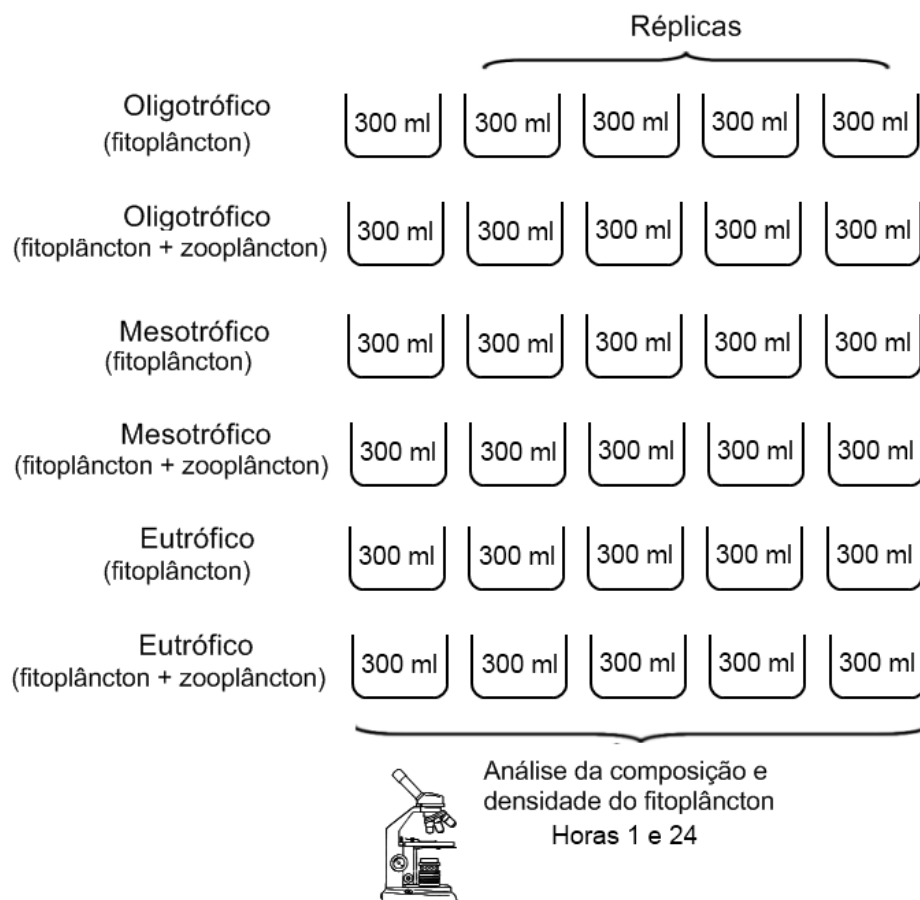


Figura 1. Desenho esquemático com as principais etapas do delineamento experimental realizado para avaliar a influência dos nutrientes sobre a taxa de consumo do zooplâncton nos dois experimentos (*N.cearensis* e *C.cornuta*).

A taxa de mortalidade foi calculada seguindo a formula: $\text{mortalidade} = \frac{N1 - N0}{t}$, em que N1 é o número de indivíduos encontrados no último dia do experimento, N0 os indivíduos do início do experimento e o tempo foi considerado um dia.

RESULTADOS

O crescimento algal no período de 24 horas, nos experimentos realizados, apresentou decréscimo, o que revela que o ambiente não estava adequado às algas. Apesar da quantidade de nutrientes ser diferenciada entre os tratamentos (oligo, meso e

eutrófico) o pH manteve-se semelhante, em cerca de 6,0, o que pode não ter favorecido as cianobactérias, que foram as espécies dominantes.

Experimento com *N. cearensis*

Nos aquários que continham fitoplâncton na presença de *N. cearensis*, houve uma diminuição de algas no segundo dia, comparando com o controle, o que demonstra ter havido consumo alimentar por parte do copépodo (Figura 2). A taxa média de herbivoria por dia, desta espécie foi de $2.261,667 \pm 1.459,139$ (média e desvio padrão) (Figura 5).

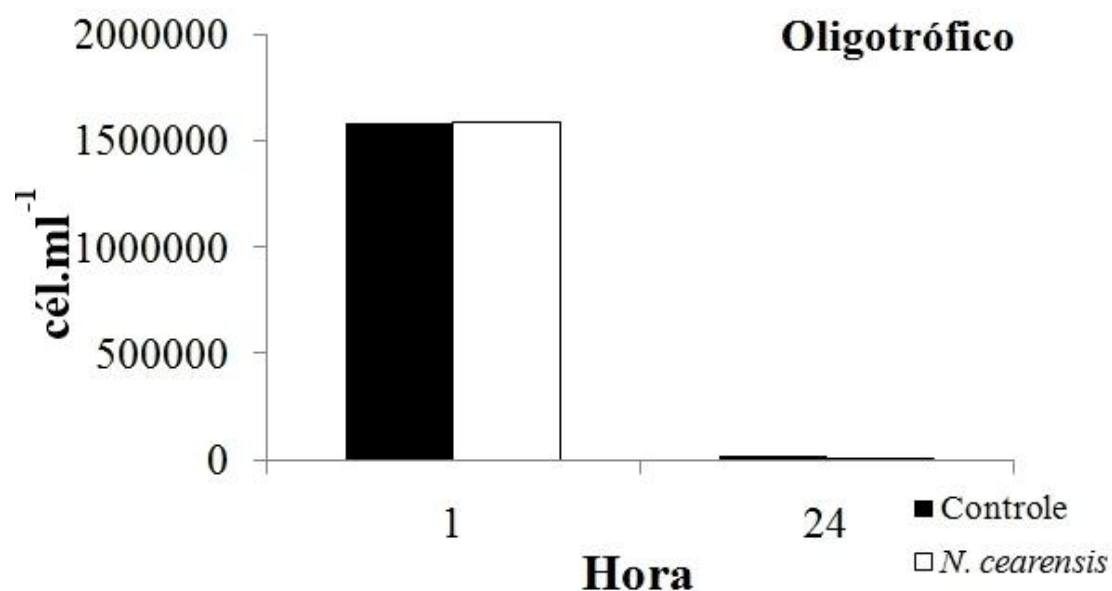


Figura 2. Densidade (inicial e final) dos aquários controle e dos aquários contendo *Notodiaptomus cearensis* no meio oligotrófico.

No tratamento mesotrófico, nos aquários com *N. cearensis* houve um aumento no número de algas, o que mostra não ter ocorrido herbivoria. Esse aumento deve estar relacionado com a presença de mais nutrientes pelas excretas dos indivíduos (Figura 3). A taxa média de consumo por dia foi de $-1815,13 (\pm 75,6306)$ (média e desvio padrão). Verificou-se aqui uma taxa de herbivoria negativa, o que mostra que não houve consumo por parte do copépodo (Figura 5).

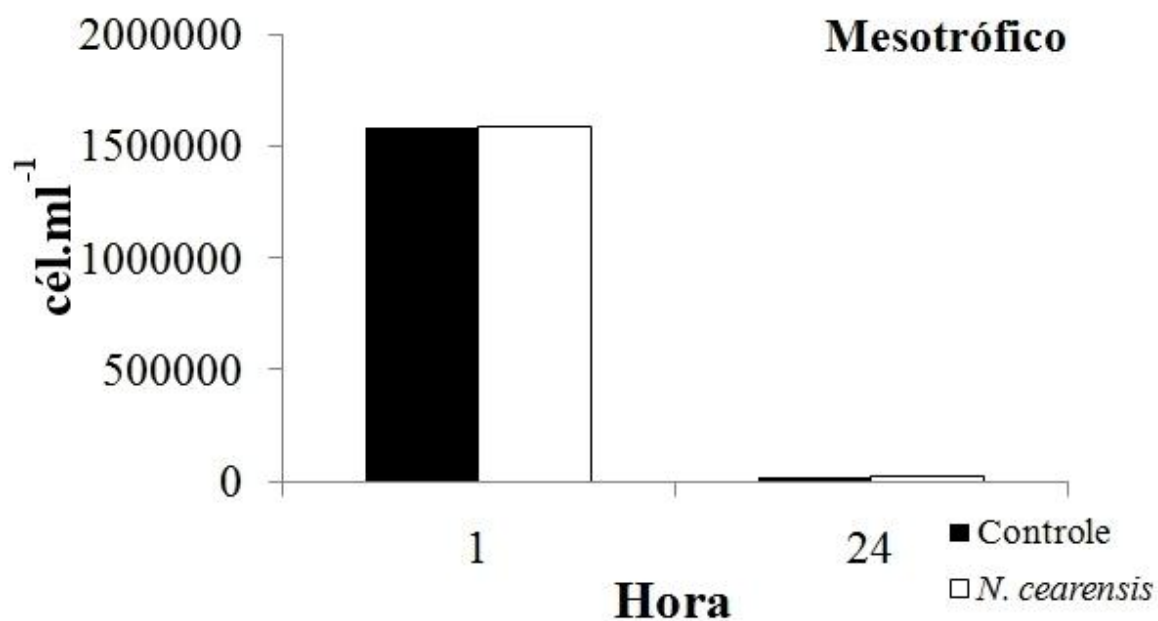


Figura 3. Densidade (inicial e final) dos aquários controle e dos aquários contendo *Notodiaptomus cearensis* no meio mesotrófico.

No experimento com meio eutrofizado, observou-se uma diminuição nas algas, na presença do predador, o que mostra ter havido herbivoria (Figura 4). A taxa média de consumo por dia foi de $5.668,75 \pm 8.069,51$ (Figura 5). O elevado valor de desvio padrão mostra que nem em todas as réplicas se observou consumo.

Observando as taxas médias de herbivoria em relação aos três meios (oligotrófico, mesotrófico e eutrófico) constatou-se uma maior taxa de herbivoriano meio eutrófico, mostrando maior consumo de alimento neste meio (Figura 5).

Analisando as taxas de mortalidade (Figura 6), verificamos que as condições ambientais impostas pelos diferentes tratamentos resultaram num stress ambiental que provocou a mortalidade de grande parte dos organismos. É possível que as cianobactérias tenham produzido toxinas, porque onde se verificou maior consumo foi onde ocorreu maior mortalidade.

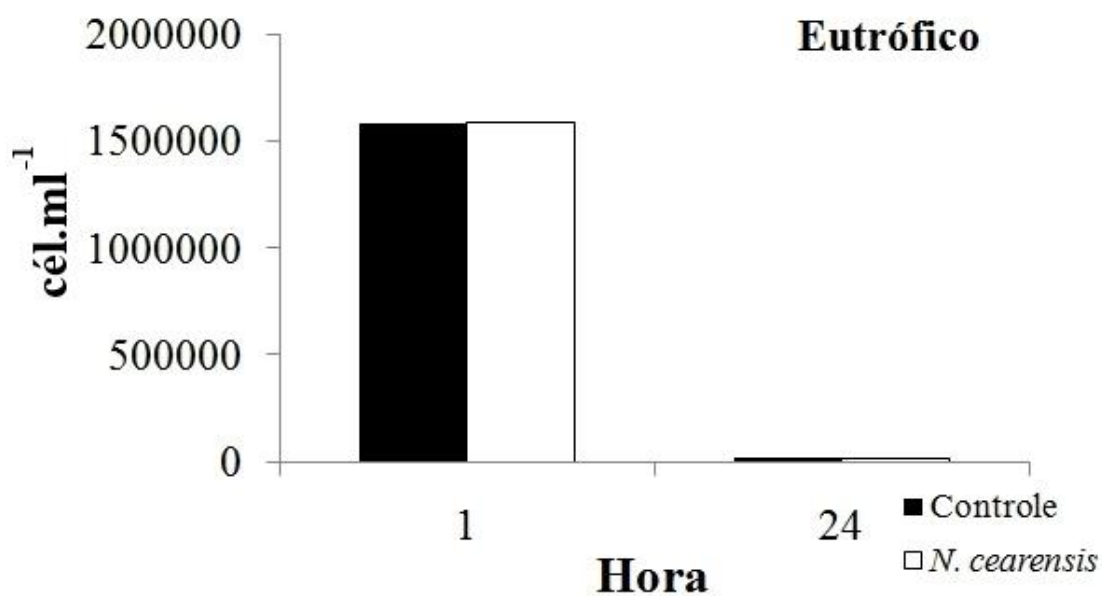


Figura 4. Densidade (inicial e final) dos aquários controle e dos aquários contendo *Notodiaptomus cearensis* no meio eutrofizado.

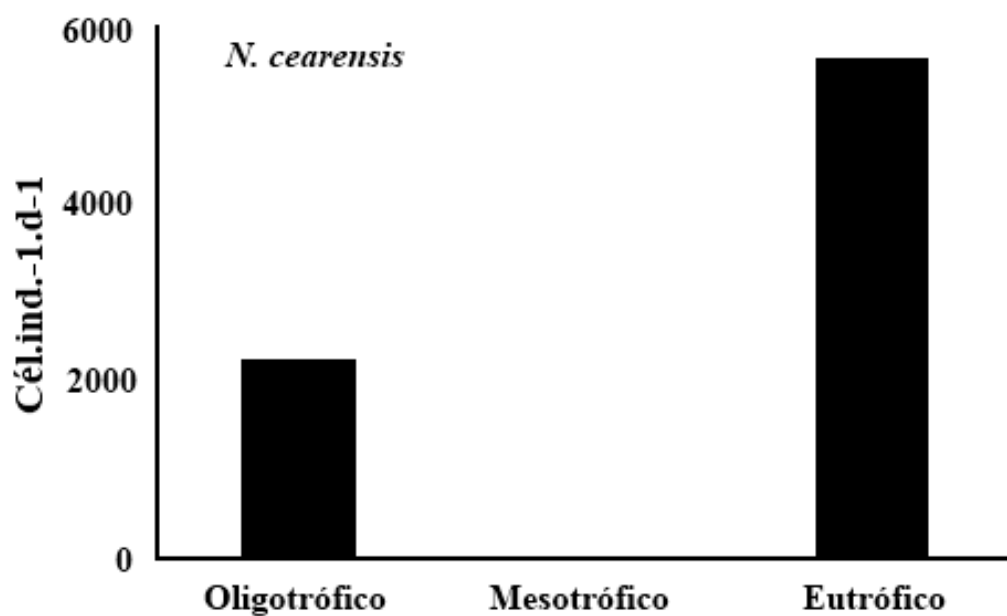


Figura 5. Taxa média de herbivoria da espécie *Notodiaptomus cearensis* testada nos tratamentos oligotrófico, mesotrófico e eutrófico.

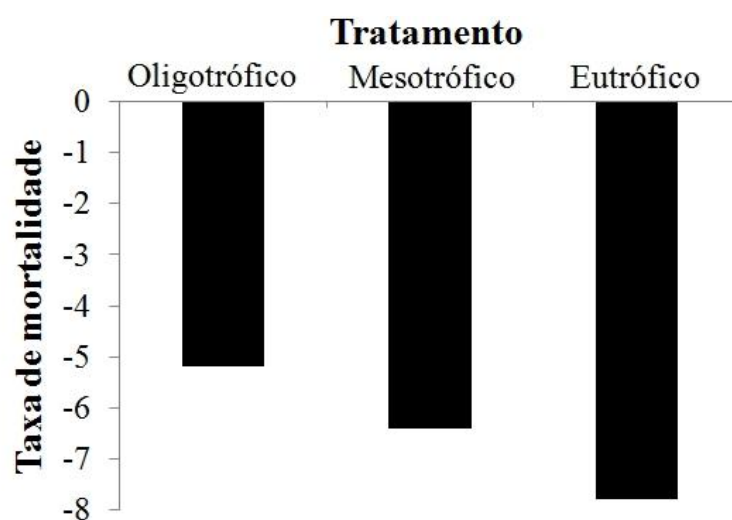


Figura 6. Taxa média de mortalidade da espécie *Notodiaptomus cearensis* testada nos tratamentos oligotrófico, mesotrófico e eutrófico.

Experimento com *C. cornuta*

Nos aquários que continham a *C. cornuta* foi constatada uma diminuição na população de algas do primeiro dia para o segundo mostrando que houve herbivoria (Figura 7). A taxa média de herbivoria por dia, nesta espécie, sob o meio oligotrófico, foi de 1.858,958 ($\pm 601,6793$), (Figura 10).

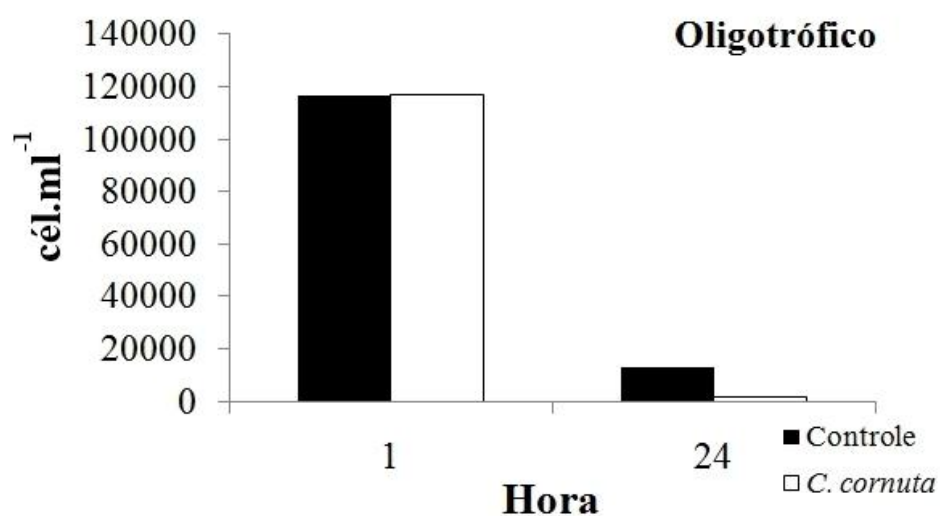


Figura 7. Densidade (inicial e final) dos aquários controle e dos aquários contendo *Ceriodaphnia cornuta* no meio oligotrófico.

No tratamento mesotrófico verificou-se diminuição do alimento nos aquários com presença da *C. cornuta*, em relação ao controle (Figura 8). A taxa média de herbivoria por dia foi de 1.769,544 ($\pm 643,0375$) (Figura 10).

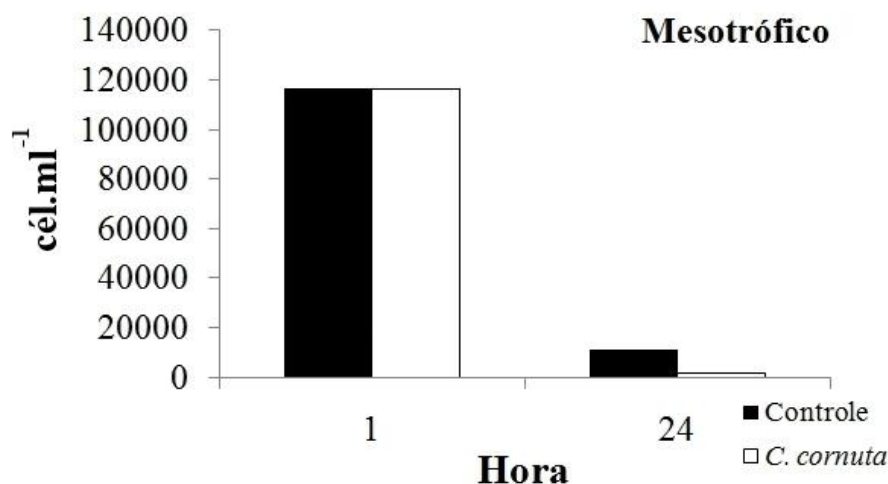


Figura 8. Densidade (inicial e final) dos aquários controle e dos aquários contendo *Ceriodaphnia cornuta* no meio mesotrófico.

Os valores de densidade algal em relação ao meio eutrofizado mostraram diminuição das algas na presença do predador, comparando com o controle, o que caracteriza consumo (Figura 9). A taxa média de herbivoria por dia foi de 73,73 ($\pm 26,79$), (Figura 10).

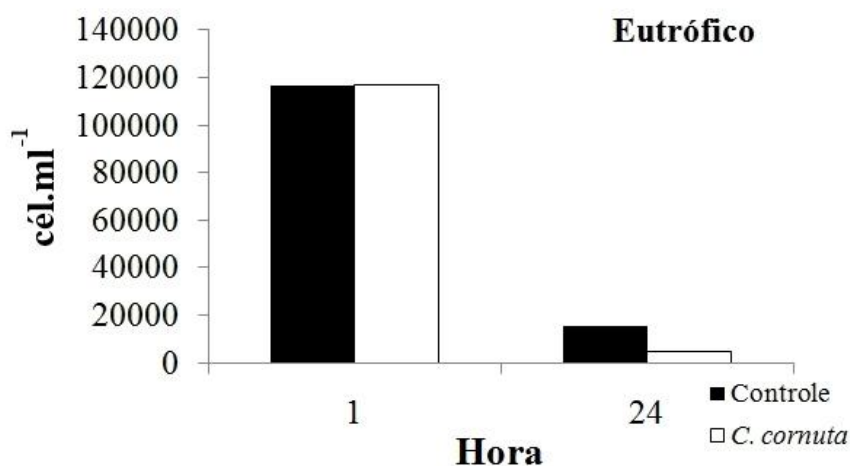


Figura 9. Densidade (inicial e final) dos aquários controle e dos aquários contendo *Ceriodaphnia cornuta* no meio eutrófico.

Analisando as taxas médias de herbivoria em relação aos três meios (oligotrófico, mesotrófico e eutrófico) constatou-se uma maior taxa de herbivoriano meio oligotrófico, mostrando maior consumo de alimento neste meio(Figura 10).

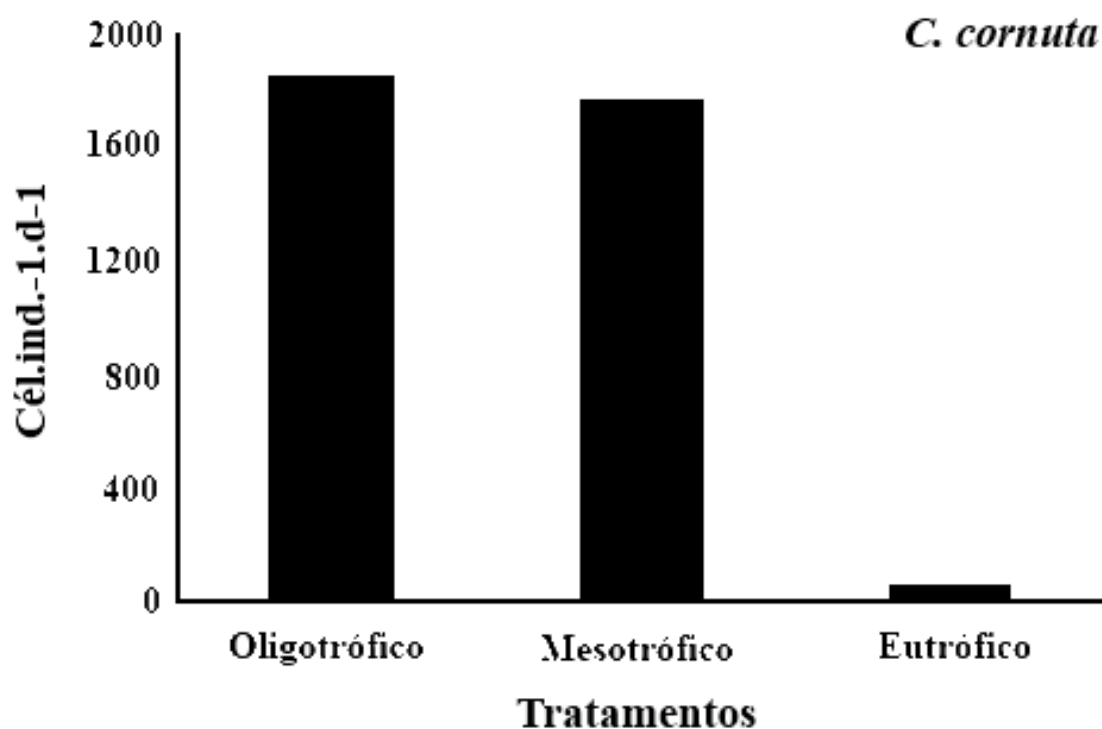


Figura 10. Taxa média de herbivoria da espécie *Ceriodaphnia cornuta* testada nos meios oligotrófico, mesotrófico e eutrófico.

As taxas de mortalidade também foram elevadas neste experimento (Figura 11), comparadas com outro com melhor qualidade de alimento. Isso mostra que este tipo de ambiente preparado, ou a presença de algas de baixa qualidade, provocaram mortalidade em *C. cornuta*, embora a mortalidade tenha sido inferior à registrada em *N. cearensis*. Da mesma forma que no experimento com *N. cearensis*, onde houve menos consumo, houve menor mortalidade, o que pode ser indicador da presença de cianotoxinas.

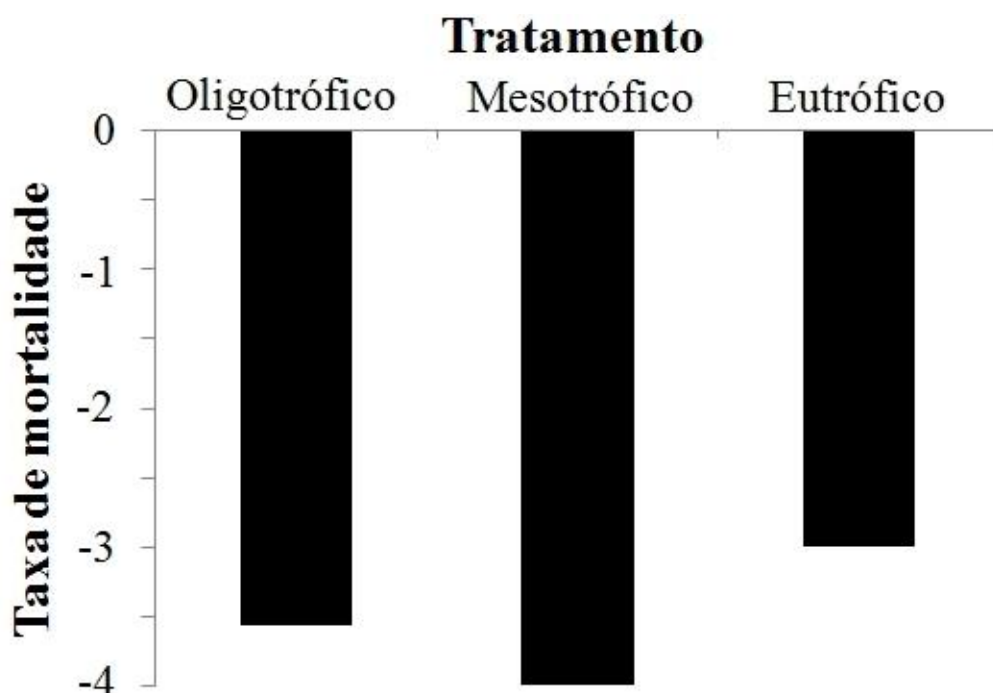


Figura 11. Taxa média de mortalidade da espécie *Ceriodaphnia cornuta* testada nos tratamentos oligotrófico, mesotrófico e eutrófico.

DISCUSSÃO

Nos dois experimentos, com *N. cearensis* e *C. cornuta*, houve um decréscimo populacional das algas no controle, o que demonstrou a ausência de crescimento. As cianobactérias sobrevivem melhor em ambientes com pH mais elevado (Okogwu & Ugwumba, 2009) e como o pH da água estava baixo (6,0), talvez isto, tenha explicado o ocorrido. As altas taxas de mortalidade do *N. cearensis* não podem ser atribuídas apenas à presença de alimento de baixa qualidade, visto que, em experimento semelhante, usando outros tipos de algas, não se verificou consumo por parte do *N. cearensis*, e estes não morreram ao longo do período analisado (Pejler, 1982). Sendo assim, é possível que as cianobactérias estivessem produzindo toxinas. Nos aquários em que houve maior consumo, tanto no copépodo como no cladóceros, a taxa de mortalidade foi mais elevada, o que seria compatível com a presença de toxinas no ambiente.

No experimento em que foi testado o cladóceros *C. cornuta*, o maior consumo deste organismo observado no meio oligotrófico, é compatível com os resultados observados em campo, em que se encontra *C. cornuta* em ambientes oligotróficos e mesotróficos não costumam ser observadas em águas eutrofizadas (Moredjo, 1998). É

provável que o baixo pH possa ter interferido na sobrevivência destes organismos, já que a mortalidade neste experimento também foi significativa(Boyd, 1990).

Considerando estas espécies como controladoras de fitoplâncton, podemos afirmar que o copépode calanoide apresentou taxas de herbivoria cerca de 3 vezes mais elevadas que *C. cornuta*. No entanto, isso só foi registrado no ambiente eutrofizado, que por estar com cianobactérias (o que se verifica também no ambiente) causou uma maior mortalidade, o que ao longo de algum tempo deixaria de ser eficiente, pela diminuição das suas populações. *C. cornuta*, apesar de ter apresentado taxas de herbivoria menores, estas foram constantes, contribuindo mais para o controle do fitoplâncton, no entanto, as suas baixas taxas, comparadas com *Moina* que retira até cerca de 40.000 algas por dia (Capítulo 2), não a tornam um herbívoro eficiente.

REFERÊNCIAS

- Bicudo, C. E. M.; Menezes, M. (2006). Gênero de Algas de águas Continentais do Brasil. **Chave para identificação e descrição**. Ed. Rima. 2ª edição.
- Boyd, C.E. (1990). Water Quality in Ponds for Aquaculture.**Birmingham Publishing Co., First printing**,Alabama. 482p.
- Crispim, M.C (1997). Estudo do Impacte do Esvaziamento da Albufeira do Maranhão sobre a Comunidade Zooplancônica: Principais relações bióticas que afectam os cladóceros. **Tese de Doutorado**, Universidade de Lisboa. Lisboa, Portugal. 183p.
- Crispim, M. C.; Leite, R. L.; Watanabe, T. (2000). Evolução do estado trófico em açudes temporários no Nordeste semi-árido, durante um ciclo hidrológico, com ênfase na comunidade zooplancônica.**Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros**. Vitória, ES, 3: 422-430.
- Tundisi, M.T.; Rietzler, A.C.; Espíndola, E.L.G.; Tundisi, J.G.;Rocha, O. (1990 b). Predation on *Ceriodaphnia cornuta* and *B.calyciflorus* by two Mesocylops species coexisting in Barra Bonita reservoir.**Hydrobiologia**, 198: 141-152, São Paulo, Brazil.
- Esteves, F. A. (1998). **Fundamentos de Limnologia**. 2ª ed., Interciência, Rio de Janeiro, RJ.

- Hillebrand, H. (2005). Light regime and consumer control of autotrophic biomass. **Journal of Ecology**, 93: 758-769.
- Lewis, M.J.P. (1996). Tropical lakes: now latitude makes a difference. *Perspective in a Tropical Limnology*, **Academic Publ. Amsterdam**, 43-64.
- Moredjo, A. (1998). Avaliação dos efeitos das atividades humanas sobre o estado trófico dos açudes paraibanos, com ênfase na utilização da comunidade zooplanctônica como bioindicador. **Dissertação de mestrado**, Programa de Desenvolvimento e Meio Ambiente, Prodepa, 136 p.
- Okogwu, O. I. & Ugwumba A. O. (2009). **Cyanobacteria abundance and its relationship to water quality in the Mid-Cross River floodplain, Nigeria**. *Rev. Biol. Tropical*, 57 (1-2):33-43.
- Pejler, W., (1982). Zooplanktonic indicators of trophic and their food. *Hydrobiologia*, 101: 111-114.
- Santos, T. G.; Bezerra-junior, J. L.; Costa, K. M. P. & Feitosa, F. A. N. (2009). Dinâmica da biomassa fitoplanctônica e variáveis ambientais em um estuário tropical (Bacia do Pina, Recife, PE). **Rev. Bras. Eng. Pesca** 4(1): 95-109.
- Santos, R. M. (2010). Comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica, com ênfase na produção secundária do zooplâncton, e fatores ambientais relacionados nos reservatórios do baixo rio Tietê, SP. **Dissertação** - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos – SP.
- Streble, H.; Krauter, D. (1987). **Atlas de los microorganismos de agua dulce: la vida en una gota de agua**. Ediciones Omega S. A. Barcelona.
- Silva, L. H. S. (1999). Fitoplâncton de um reservatório eutrófico (lago Monte Alegre), Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil. **Brazilian Journal of Biology**, 59: 281-303
- Vieira, A.C.B. (2007). Dinâmica da comunidade zooplanctônica ao longo de um ciclo hidrológico e a resposta de três espécies de Cladóceros (Crustácea, Phyllopoda) a diferentes graus de trofia no Açude de Taperoá II, semiárido paraibano. **Dissertação de mestrado**, Universidade Federal da Paraíba, 102 pp.
- Zhao, J.; Ramim, M.; Cheng, V & Arthonditsis, G. B. (2008). Plankton community patterns across a trophic gradient: The role of zooplankton functional groups. **Ecological modeling**, 213: 417-495.

Wilson, A. E.; Samale, O. & Tilmanns, A. R. (2006) Effects of cianobacterial toxicity and morphology on the population growth of freshwater zooplankton: Meta-analyses of laboratory experiments. **Limnol. Oceanogr.**, 51 (4): 1915-1924.

CAPÍTULO IV

Efeito de diferentes estados tróficos sobre espécies da comunidade zooplanctônica

RESUMO

O presente estudo avaliou os efeitos do aumento na concentração de nutrientes sobre a comunidade zooplanctônica, através de experimentos laboratoriais. Os experimentos foram realizados em laboratório, em que três estados tróficos foram simulados, a saber, mesotrófico, eutrófico e hipereutrófico. Cada tratamento foi replicado três vezes, e indivíduos de *Brachionus urceolaris* (10 indivíduos), *Hexarthra mira* (5) (Rotifera), *Latonopsissp.* (10), *Moina minuta* (10) (Cladocera) e *Thermocyclopssp.* (5) (Copepoda) foram introduzidos em cada réplica. Durante o primeiro dia de experimento, e a cada sete dias de intervalo durante 14 dias (totalizando três amostragens), toda a água foi coletada de cada aquário e filtrada, para a determinação das densidades de cada espécie de zooplâncton. MANOVAs duas vias e ANOVAs de uma via foram empregadas para a determinação das variações nas densidades de zooplâncton espacialmente (i.e. entre tratamentos) e temporalmente (i.e. ao longo do período de estudo). Ainda, Modelos Lineares Generalizados (MLGs) foram empregados para avaliar como fatores ambientais influenciaram a densidade do zooplâncton. A composição do fitoplâncton foi determinada no final do experimento. *B. urceolaris* e náuplios de copépodos, típicos de ambientes eutrofizados, apresentaram maiores densidades nos tratamentos eutrófico e hipereutrófico. Ainda, cianobactérias como *Aphanothece* sp. e *Merismopedia* sp. foram registradas nos tratamentos eutrófico e hipereutrófico, respectivamente. De maneira similar ao observado na natureza, o tratamento eutrófico apresentou maiores densidades de espécies do zooplâncton que se beneficiam do aumento na concentração de nutrientes. Respostas positivas ou negativas na dinâmica do zooplâncton fornecem uma ferramenta bioindicadora eficaz.

Effects of eutrophication on zooplankton community by means of controlled laboratory simulations

ABSTRACT

The present study evaluated the role that increased nutrient concentrations play on zooplankton community, by employing an experimental laboratory approach. Experiments were conducted in the laboratory, where three trophic state conditions were simulated, namely, mesotrophic, eutrophic and hypereutrophic. Each treatment was replicated three times and individuals of *Brachionus urceolaris* (10 individuals), *Hexarthra mira* (5) (Rotifera), *Latonopsis* sp. (10), *Moina minuta* (10) (Cladocera) and *Thermocyclops* sp. (5) (Copepoda) were introduced to each replicate. On the first experiment day and at 7-day intervals for a 14-day period (totaling three evaluations), a subsample was collected from each tank and filtered to determine the densities of each zooplankton species. Two-way MANOVA and one-way ANOVA designs were used to determine zooplankton fluctuations spatially (i.e. amongst treatments) and temporally (i.e. throughout the experiment period). Further, Generalized Linear Models (GLMs) were employed to assess how environmental factors affected zooplankton numbers. Phytoplankton composition was also determined in the end of the experiment. *B. urceolaris* and copepod nauplii, which are typical of eutrophic environments, showed higher densities on the eutrophic and hypereutrophic treatments. Furthermore, cyanobacteria such as *Aphanothece* sp. and *Merismopedia* sp. were recorded on the eutrophic and hypereutrophic treatments, respectively. Similarly to what is frequently observed in the wild, the eutrophic treatment showed higher densities of particular zooplankton species which are known to temporarily benefit from an increase in trophic concentrations. Results of the present study outline the need for implementing recovery measures on aquatic environments subject to constant nutrient inputs. Furthermore, positive or negative responses from zooplankton dynamics (but also phytoplankton species), provide an important bioindicator framework which may aid these recovery processes.

INTRODUÇÃO

A eutrofização nos ambientes lênticos (açudes, reservatórios e lagos) é um fenômeno natural causado pelo enriquecimento progressivo da concentração de nutrientes, particularmente de nitrogênio e fósforo (Oecd, 1982; Esteves, 1998). No entanto, como consequência de diversas atividades humanas, a eutrofização pode ser substancialmente acelerada, tendo, portanto, o potencial de rapidamente modificar o ambiente e a comunidade de organismos ali existente (Kelly & Whitton, 1998; Crispinet *al.*, 2000; Figueirêdo *et al.*, 2007).

Quando induzido pelo homem, o aumento da concentração de nutrientes na água pode ter diversas origens, principalmente efluentes urbanos, industriais e agrícolas, sendo um processo dinâmico que provoca profundas alterações nas condições físicas e químicas do meio e, principalmente, na produtividade primária do sistema (Carpenter *et al.*, 1985; Riegman, 1995). Assim, a eutrofização é considerada uma forma de poluição e, devido ao fato das algas fitoplanctônicas dependerem diretamente dos nutrientes para a produção de biomassa, um dos efeitos mais notáveis da eutrofização nos ambientes aquáticos é a rápida proliferação de algas, como constatado em diversos estudos (Anderson, 1989; Maresovic & Pucher-petkovic, 1991; Scheffer, 1998; Silva, 1999; Anderson *et al.*, 2002). Como consequência, o rápido crescimento do fitoplâncton tem o potencial de causar alterações em toda a estrutura trófica do ambiente, desde os consumidores primários aos consumidores de topo (Ravera, 1980; Seip, 1991; Scheffer, 1998). Assim, com o aumento na concentração de nutrientes na água, uma série de reações diretas e indiretas, afetam as comunidades aquáticas, seguindo uma ordem relativamente bem definida: 1) aumento da concentração de nitrogênio e fósforo; 2) rápida proliferação de diatomáceas, clorofíceas e cianobactérias; 3) aumento da densidade de planctívoros na comunidade aquática e 4) redução da transparência da água, (Esteves, 1998; Moss, 1998); 4) diminuição de oxigênio no período noturno, etc. Com isso, a estrutura trófica do ambiente é intensamente alterada e a qualidade da água diminuída.

Segundo diversos autores (Anderson, 1989; Maresovic & Pucher-Petkovic, 1991; Seip, 1991; Kelly & Whitton, 1998; Huszaret *al.*, 1998; 1999; Crispinet *al.*, 2000; Anderson *et al.*, 2002; Figueirêdo *et al.*, 2007), por ser o principal determinante de base da cadeia trófica, a concentração de nutrientes nos ambientes aquáticos está entre os

principais fatores com o potencial de alterar, através de uma série de reações em cascata, a cadeia trófica desses ambientes. Esses processos são transferidos para as cadeias superiores através de organismos intermediários, como o zooplâncton. Comunidades planctônicas apresentam padrões diferentes de distribuição de abundância e de diversidade de espécies em ambientes com diferentes graus de estado trófico (Domingos, 1993).

O presente estudo pretendeu avaliar os efeitos do aumento da eutrofização sobre a comunidade zooplanctônica (Rotifera, Cladocera e Copepoda), através de manipulações experimentais em diferentes estados tróficos simulados em laboratório. As informações obtidas a partir das experimentações do presente estudo fornecerão subsídios para que estratégias ambientais sejam implementadas com maior eficácia, visando à recuperação e conservação de ambientes aquáticos, particularmente nas regiões tropicais.

METODOLOGIA

Delineamento experimental e os procedimentos em laboratório

Para analisar o efeito do aumento da concentração de nutrientes (eutrofização) sobre a comunidade zooplanctônica, foram realizados experimentos em laboratório simulando três estados tróficos da água (mesotrófico, eutrófico e hipereutrófico).

A água utilizada para a realização dos experimentos foi coletada no açude Taperoá II, localizada na cidade de Taperoá, Paraíba, Brasil (ver Feliciano & Melo, (2003) para uma descrição detalhada da área). A coleta foi feita utilizando recipientes com capacidade para 20 litros de água. A água foi filtrada em membranas de acetato de milipore com 0,45µm. Para a preparação dos três tratamentos diferenciados, foram adicionados compostos nitrogenados e fosfatados nas seguintes concentrações descritas na Tabela 1. Dada as condições naturais de mesotrofia da água recolhida no açude de Taperoá, os nutrientes não foram adicionados no tratamento mesotrófico.

Subamostras da água coletada foram acondicionadas em garrafas de PVC com capacidade de 1 litro e aclimatadas em gelo para análise em laboratório, visando à determinação da concentração inicial de nutrientes (nitrogênio total e fósforo total) e, além disso, para confirmar os estados tróficos da água (Tabela 2). Para determinar a concentração dos nutrientes na água, foram adotados os procedimentos descritos por

Rodier (1975), Mackereth *et al.* (1978) e Clesceri *et al.* (1998). Esse procedimento já foi adotado anteriormente (Vieira, 2007) e mostrou-se eficaz como forma de simular níveis tróficos desejados.

Tabela 1. Determinação da concentração inicial de nutrientes analisadas em laboratório para o gradiente experimental

Composto/ Estado trófico	Amônia	Nitrito	Nitrato	fosfato
Mesotrófico	105 µg/L	20,2 µg/L	363,6 µg/L	108,5 µg/L
Eutrófico	620,8 µg/L	70,5 µg/L	644,7 µg/L	457,1µg/L
Hipereutrófico	2337,1 µg/L	113,2 µg/L	2923,9 µg/L	479,1 µg/L

Em laboratório, nove recipientes de plástico transparentes, com capacidade para 300 mililitros de água, foram utilizados durante os experimentos. Três tratamentos foram adotados durante a etapa experimental: A1) mesotrófico (M), A2) eutrófico (E) e A3) Hipereutrófico (H). Para cada amostra, três réplicas foram realizadas. Um total de 40 indivíduos de cinco espécies de zooplâncton foram introduzidos nas seguintes proporções: Rotifera -*Brachionus urceolaris* Müller, 1773: 10 indivíduos; *Hexarthra mira* (Hudson, 1871): 5 indivíduos, Cladocera -*Latonopsis* sp.: 10 indivíduos; *Moina minuta* Hansen, 1899: 10 indivíduos) e Copepoda (*Thermocyclops* sp.: 5 indivíduos). A identificação das espécies foi baseada em Koste (1978), Stemberg (1979) (Rotifera), Elmoor-loureiro (1997) (Cladocera), Rocha& Matsumura-Tundisi (1976), Reid (1985), Silva (2003) e Silva& Matsumura-Tundisi (2005), (Copepoda) e a contagem dos indivíduos foi realizada usando um microscópio estereoscópico.

Após a preparação dos diferentes tratamentos, estes foram mantidos por um período de quatorze dias dentro de uma câmara de cultura em condições controladas de fotoperíodo (12L (luz): 12D (escuro)), umidade e temperatura constantes (28° C). A cada três dias foram inseridas em cada aquário, microalgas provenientes do açude em densidades finais de $6,416 \times 10^3$ ind.ml⁻¹a cada três dias.

Durante o primeiro dia do experimento e em intervalos de sete dias, todo o volume de cada amostra foi filtrado de cada aquário para determinar a abundância do zooplâncton. Assim, um total de três avaliações (dias: 1, 7, 14) foram realizadas. Para a adição de alimento, No início do experimento e a cada três dias, até o final do mesmo,

era retirada 1ml de algas e feito a sua contagem na câmara de Fuchs Rosenthal para determinar a quantidade de alimento nas culturas algais e estimar o quanto seria adicionado nos tratamentos, para manter o alimento adicionado constante. As algas utilizadas como alimento, foram obtidas de uma cultura mista, mantida no Laboratório de Ecologia Aquática - LABEA, do Departamento de Sistemática e Ecologia da Universidade Federal da Paraíba. No início do experimento, as microalgas foram observadas nas seguintes proporções: *Scenedesmus acuminatus* (Lagerheim)(22,7% abundância relativa), *Scenedesmus bijugatus* Kützinger(38,5%), *Chorellasp.* (9,2%), alga não identificada (7,4%), *Aphanothecesp.* (15%), and *Chroococcus* sp (7,2%). A identificação do fitoplâncton foi baseada em Streble & Krauter (1987), Silva (1999) e Bicudo & Menezes (2006). Os procedimentos descritos estão resumidos esquematicamente na Figura 1.

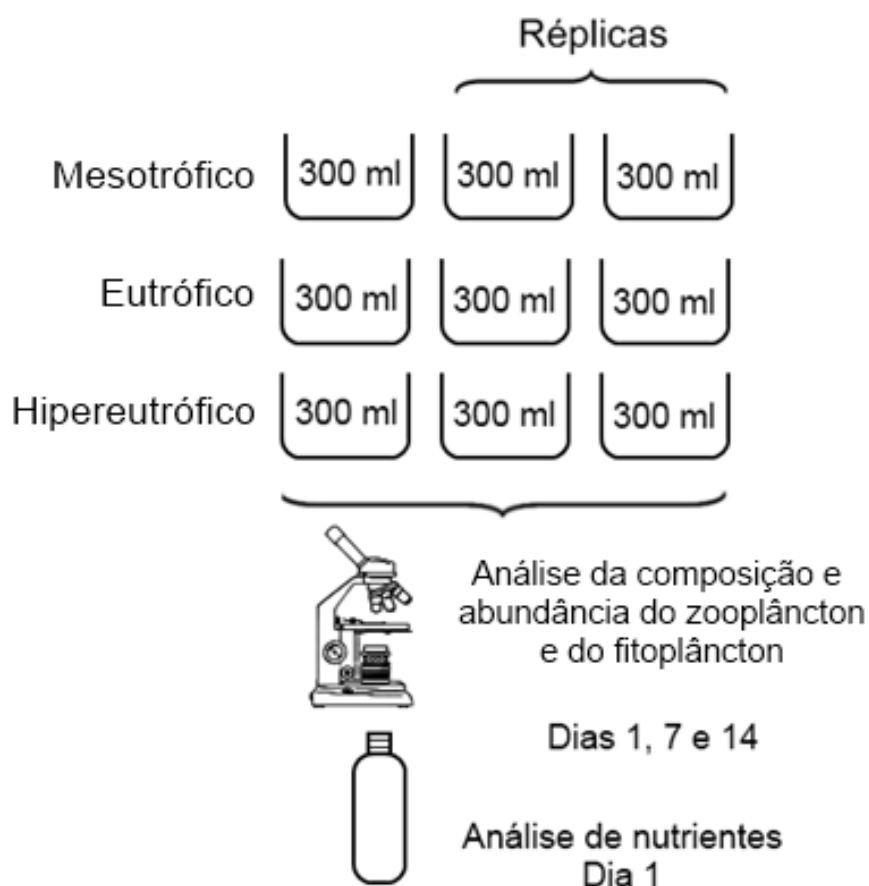


Figura 1. Desenho esquemático com as principais etapas do delineamento experimental realizado para avaliar os efeitos do aumento da eutrofização sobre a comunidade zooplanctônica.

Análise dos dados

Os efeitos da eutrofização sobre a comunidade zooplanctônica foi avaliada comparando a abundância do zooplâncton entre os dias e entre os tratamentos. A normalidade e a homogeneidade dos dados foram testados utilizando Shapiro-Wilk e Levene respectivamente, e, quando necessário os dados foram transformados em $\log_{x+1}$. Para avaliar diferenças entre as amostras (mesotrófico, eutrófico e hipereutrófico), e dos dias de amostragens (1, 7, 14) e das suas interações sob a abundância das espécies zooplanctônicas uma análise multivariada de variância total (MANOVA Fatorial duas vias) foi testada.

Foi utilizada uma ANOVA univariada para testar a abundância de cada espécie de zooplâncton individualmente entre os estados tróficos e os dias de amostragem. Em ambos os procedimentos, Teste HSD de Tukey foi utilizado para avaliar diferenças entre os pares (post-hoc), quando os níveis de p significativos foram detectados. Estas análises foram rodadas através do Statistica 7.0.

Ainda, para determinar a contribuição dos fatores ambientais sobre a abundância do zooplâncton, modelos lineares generalizados (MLG) foram empregados. A abundância total da comunidade zooplanctônica em estudo foram inseridas como variáveis dependentes. As variáveis contínuas independentes foram pH, temperatura da água e condutividade elétrica. A concentração de nutrientes foi inserida como variável categórica independente seguindo o nível de concentração observado nas amostras, a saber: concentrações baixas (mesotróficas), médias (eutróficas) e altas (hipereutrófica).

RESULTADOS

Analisando a comunidade zooplanctônica, no Rotífera *B. urceolaris* observou-se um decréscimo bem acentuado no sétimo dia experimental, em todos os tratamentos, persistindo o declínio no tratamento mesotrófico. No entanto, nos tratamentos eutrófico e hipereutrófico, a densidade desta espécie aumentou após o dia 7. (Figura 2a). Foram detectadas diferenças significativas na densidade da espécie entre os tratamentos e entre os dias de amostragem (Tabela 2).

A densidade de *H. mira* diminuiu no dia 7 do experimento no tratamento hipereutrófico, aumentando posteriormente. Por outro lado, a densidade desta espécie aumentou no sétimo dia experimental e, subsequentemente, diminuindo no tratamento

mesotrófico (Figura 2b). As análises estatísticas revelaram diferenças significativas entre os dias de amostragem e para o termo de interação entre os tratamentos e os dias de amostragem, mas não entre os tratamentos apenas (Tabela 2). Provavelmente, a variação semelhante entre os primeiros sete dias não permitiu detectar diferenças, mesmo com os dados inversos no último dia de experimento.

O cladóceros *Latonopsissp.* mostrou uma variação na densidade em todos os tratamentos, mas uma densidade ligeiramente mais elevada no tratamento eutrófico foi observado (Figura 3c), embora a análise estatística não tenha revelado diferenças significativas (Tabela 2). A densidade de *M. minuta* variou significativamente entre os tratamentos e entre os dias de amostragem (Figura 3d; Tabela 2). Esta espécie apresentou uma maior densidade no dia 7 do experimento no tratamento mesotrófico, enquanto que a maior densidade foi alcançada no dia 14 do tratamento eutrófico.

A densidade do copépodo cyclopóide *Thermocyclopssp* inicialmente diminuiu em todos os tratamentos, aumentando em seguida nos tratamentos eutrófico e hipereutrófico (Figura 2e). No tratamento mesotrófico, a densidade do *Thermocyclopssp* diminuiu ao longo de todo o período de estudo. No entanto, não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos (Tabela 2).

Uma densidade relativamente alta de náuplios foi observada no tratamento hipereutrófico, particularmente no dia 14, quando comparado com os outros tratamentos (Figura 2f). Além disso, o tratamento mesotrófico com baixas densidades de adultos e de copepoditos apresentou uma maior densidade de náuplios, do que o tratamento eutrófico. Embora em menor grau, uma permuta semelhante entre adultos e náuplios foi também observada no tratamento hipereutrófico. A análise estatística em relação à densidade dos náuplios revelou haver diferenças significativas entre os tratamentos ao longo do período de estudo (Tabela 2).

O tratamento hipereutrófico mostrou valores de pH mais baixo, mas, em geral, os valores foram sempre alcalinos com uma tendência de aumento ao longo do período de estudo (Figura 3).

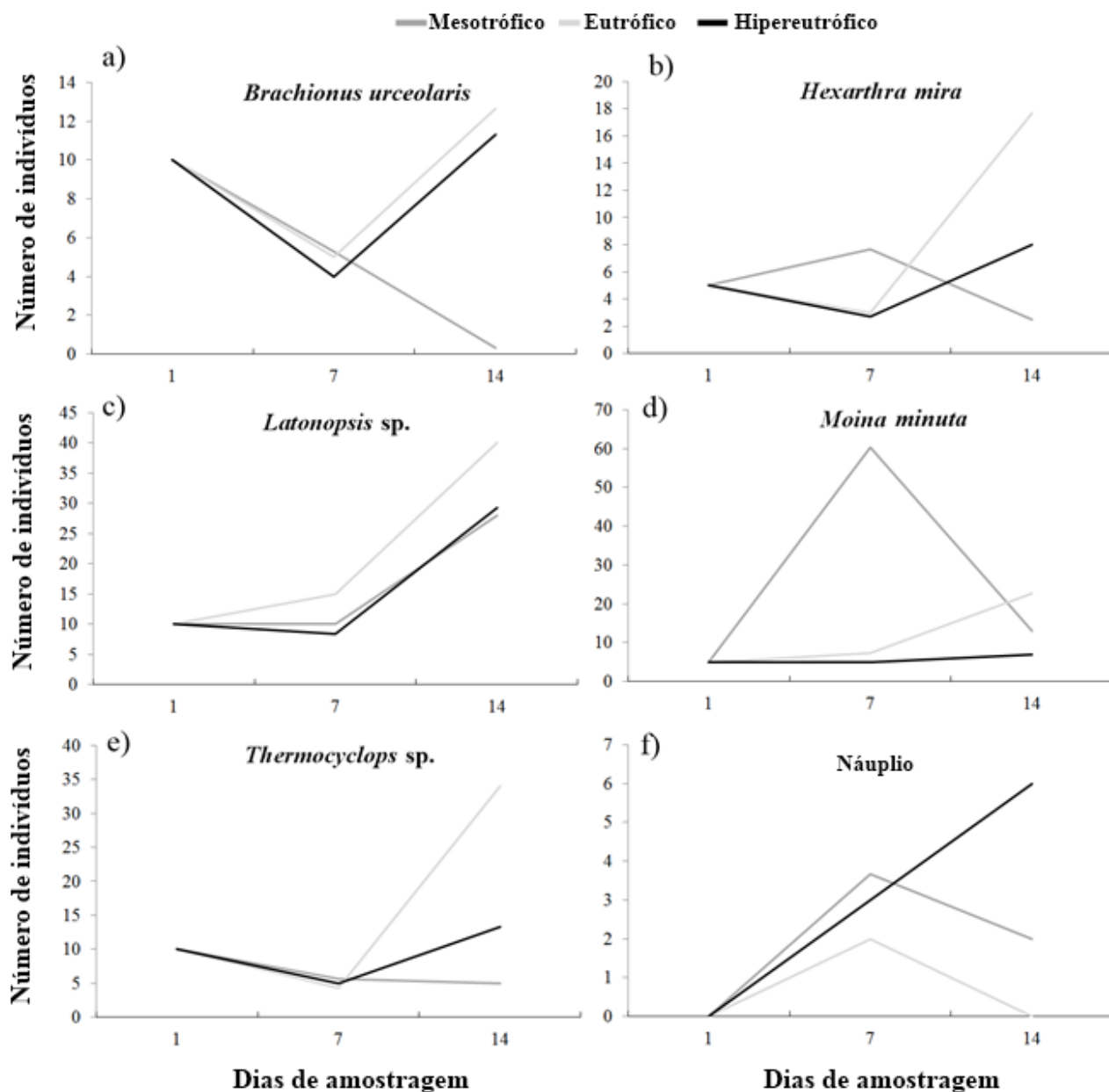


Figura 2. Variações temporais nas densidades de *Brachionus urceolaris* (a), *Hexarthra mira* (b), *Latonopsis sp.* (c), *Moina minuta* (d), *Thermocyclops sp.* (e) e n uplio (f) ao longo dos três tratamentos (mesotrófico, eutrófico e hipereutrófico) simulados em laboratório.

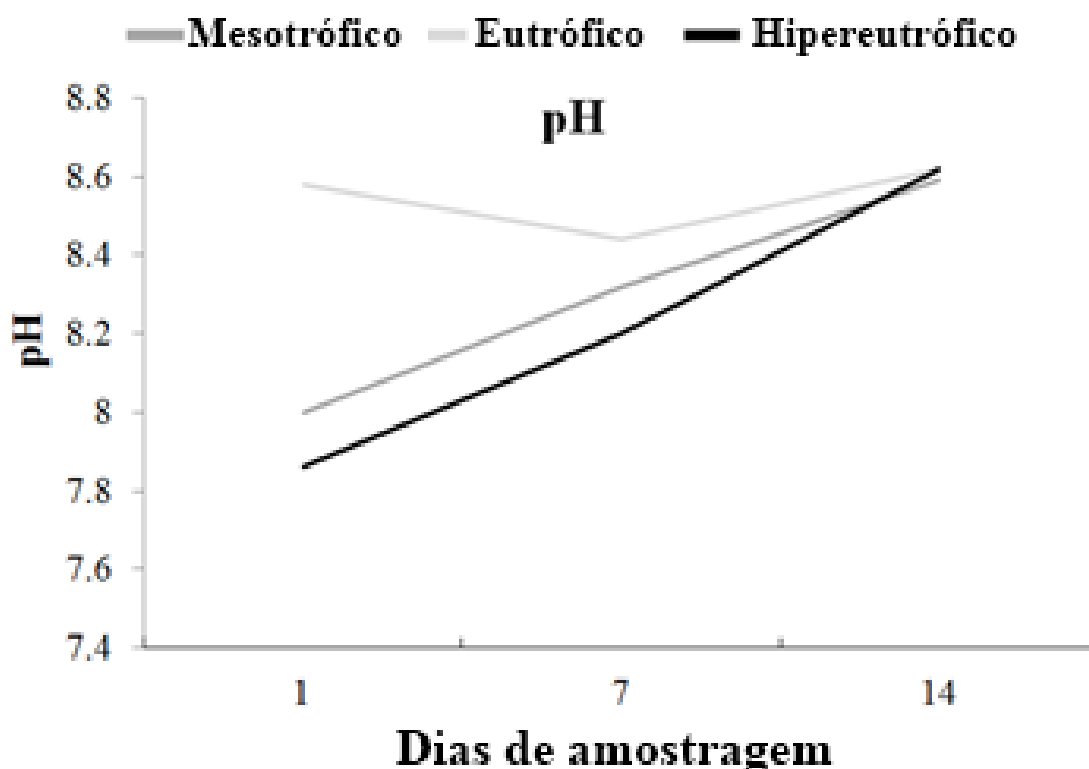


Figura 3. Valores de pH ao longo dos três tratamentos (mesotrófico, eutrófico e hipereutrófico) simulados em laboratório.

Os resultados da ANOVA univariada estão mostrados na Tabela 2. Assim como foi descrito acima para cada espécie, a densidade de *Latonopsissp.* variou apenas entre os dias de amostragem. Densidades de *H.mira* e *Thermocyclopssp* variaram significativamente entre os dias de amostragem, e para o termo de interação entre o tratamento e os dias de amostragem, mas não para os tratamentos.

Com os dados de todas as espécies analisadas em conjunto, a MANOVA duas vias revelou haver diferenças significativas entre os dias de amostragem e entre os tratamentos. Além disso, a interação entre estes dois fatores foi significativa, sugerindo que a variação observada dos estados tróficos foram relacionados com as variações temporais, o que significa que a variação das amostras está relacionada com a variação dos dias (Tabela 3).

Tabela 2. Resultados da ANOVA univariada para cada espécie de zooplâncton. ns: não-significativo.

Espécie	Variações	Resultados da ANOVA		
		GL	F	p
<i>Moina minuta</i>	Tratamentos	2	19,82	< 0,001
	Dias	2	18,22	< 0,001
	A x D	4	15,89	< 0,001
	Resíduo	17		
<i>Latonopsissp</i>	Tratamentos	2	2,270	ns
	Dias	2	32,570	< 0,001
	A x D	4	0,710	ns
	Resíduo	17		
<i>Brachionus urceolaris</i>	Tratamentos	2	11,9200	< 0,001
	Dias	2	12,3700	< 0,001
	A x D	4	13,3300	< 0,001
	Resíduo	17		
<i>Thermocyclops sp</i>	Tratamentos	2	3,5700	ns
	Dias	2	12,4300	< 0,001
	A x D	4	4,5700	< 0,05
	Resíduo	17		
<i>Hexarthra mira</i>	Tratamentos	2	2,8000	ns
	Dias	2	5,3100	< 0,05
	A x D	4	10,7300	< 0,001
	Resíduo	17		
Náuplio	Tratamentos	2	18,9300	< 0,001
	Dias	2	139,0400	< 0,001
	A x D	4	9,9000	< 0,001
	Resíduo	17		

Tabela 3. Resultados da análise multivariada de variância fatorial (MANOVA fatorial) testando os efeitos das amostras nos três tratamentos (mesotrófica, eutrófica e hipereutrófica), dos dias de amostragem (1, 7 e 14) e das suas interações, sob a densidade das espécies de zooplâncton simultaneamente.

	Lambda de Wilks	GL	F	p
Tratamentos	0.03	12	10,58	< 0.001
Dias	0.01	12	36,99	< 0.001
A x D	0.01	24	5,18	< 0.001

Os resultados do modelo linear generalizado sugerem que os estados tróficos e pH da água foram os principais determinantes na concentração do zooplâncton (Tabela 4).

Tabela 4. Resultados do modelo linear geral (MLG) testando os efeitos do pH e dos estados tróficos sobre a densidade total dos cinco táxons de zooplâncton (*Brachionus urceolaris*, *Hexarthra mira*, *M. minuta*, *Latonopsis* sp. e *Thermocyclops* sp.).

Preditores	Resultados do MLG			
	Lambda de Wilks	GL	F	p
pH	0,69	1	1,43	< 0,01
estados tróficos	0,23	2	3,44	< 0,01

A análise da abundância relativa das espécies fitoplanctônicas no final do experimento revelou os seguintes padrões: tratamento mesotrófico - *S. acuminatus*: 64%; *S. bijugatus*: 20%; *Chlorella* sp: 10,2 e uma alga que não foi possível identificar: 5,8%; tratamento eutrófico - *Aphanotece* sp: 42,2%; *Chrococus* sp: 28,6%; *Scenedesmus* sp: 15,2% e *Chlorella* sp: 14%; tratamento hipereutrófico - *S. bijugatus*: 41%; *Chlorella* sp: 22%; *Merismopedia* sp: 10% e um alga não identificada: 27%.

DISCUSSÃO

A redução significativa na densidade de *B. urceolaris* ao longo do estudo deu-se, provavelmente a um efeito de aclimação negativa aos meios de cultura. É bem sabido que algumas espécies de zooplâncton nem sempre podem idealmente lidar com condições laboratoriais, dado ao estresse induzido por fatores que podem interferir nas taxas de reprodução e, assim, no aumento da densidade (Sarma & Nandini, 2001). Assim, como no presente estudo, vários estudos também mostraram correlações positivas entre espécies do gênero *Brachionus* e as condições eutróficas (Gannon & Stemberger, 1978; Sladéck, 1983; Blancher, 1984; Berzins & Pejler, 1989; Matsumura Tundisiet *al.*, 1990; Pontin & Langley, 1993; Torres Orozco & Zanatt, 1998).

Além disso, os resultados do presente estudo sugerem que os rotíferos são típicos de ambientes ricos em nutrientes, como referidos para diversos reservatórios tropicais do semi-árido (Crispimet *al.*, 2000; Vieira *et al.*, 2009).

Os padrões de distribuição observados no cladócero *Latonopsis* sp. pode ser atribuído a seus hábitos ticolanctônicos, portanto, intimamente associado a substratos onde se alimenta de matéria orgânica particulada (Lansac-Tôhaet *al.*, 2004). Como os cultivos favoreciam o depósito de algas e matéria orgânica no fundo, onde esta espécie se distribui, a mesma foi favorecida. No entanto, o tratamento eutrófico apresentou maiores concentrações de densidade do que os outros tratamentos.

O pico na densidade de *M. minuta* foi observado no tratamento mesotrófico (60 ind.L⁻¹). Uma vez que o crescimento da população é limitado pelo espaço físico disponível em cada meio de cultura, a diminuição observada após o pico de densidade, pode ter sido causada por limitação de espaço (Vieira, *et al.*, 2011), ou por limitação por alimento, frente a uma população tão grande.

Tal como acontece com outros ciclópoides, *Thermocyclops* são mais abundantes em ambientes ricos em nutrientes e os resultados do presente estudo são consistentes com os observados nos reservatórios do semi-árido (e.g., Leitão *et al.*, 2006). Copépodos ciclópoides alimentam-se de rotíferos (Rao & Kumar, 2002), e seu aumento é provável que seja um efeito das altas densidades de rotíferos observados nos tratamentos eutrófico e hipereutrófico. As densidades de náuplios também aumentaram nos potes mais ricos em nutrientes. Quanto mais elevado o estado trófico, mais os copépodos ciclópoides são beneficiados (Silva, *et al.*, 2009). Os resultados sugerem que o

crescimento de náuplios, consequência da reprodução de ciclópoides, reduziu as réplicas com densidades populacionais elevadas de adultos, em especial no tratamento eutrófico. Por isso, o experimento suporta o que é observado no campo, em que inicialmente os ciclópoides são favorecidos em ambientes com aumento na concentração trófica, tal como foi revelado o aumento das suas fases naupliares e, conseqüentemente, a alta densidade populacional acaba restringindo uma reprodução contínua (Blancher, 1984; Matsumura Tundis *et al.*, 1990; Torres Orosco & Zanatt, 1998). Estas observações sugerem que com um prazo maior experimental, resultaria em um maior número de copepoditos e adultos.

O aumento dos níveis de pH para os três tratamentos pode ter ocorrido, devido a um aumento da atividade fotossintética em que o dióxido de carbono é absorvido. Como as algas eram adicionadas periodicamente, houve uma tendência de aumento nos níveis de pH (Esteves, 1998).

A comparação da composição de algas, entre o início e o fim do experimento revela modificações ao nível destas comunidades. Por exemplo, os recipientes sujeitos a maiores níveis tróficos apresentaram maior abundância de cianobactérias. Indivíduos de *Aphanotece* sp., dominaram o tratamento hipereutrófico. *Merismopediasp.* mostrou uma abundância relativamente alta (isto é, 10% do total da abundância), embora não tenha sido detectada no início do estudo. Portanto, as densidades de algas desempenharam um papel importante, afetando (positiva ou negativamente) as diferentes espécies de zooplâncton. Além disso, as espécies de zooplâncton que são positivamente influenciados pela eutrofização, são biondicadoras de poluição orgânica (Avila, *et al.*, 2009). Dado que, os nutrientes desempenham um papel direto na produção primária e na densidade de algas, afetando o zooplâncton via cascatas tróficas, é possível prever números de zooplâncton e, em certa medida, a composição do zooplâncton total, a partir de amostras com diferentes concentrações de nutrientes (Horppila, 1998). Este experimento relata esses padrões bem documentados em ecologia aquática, utilizando abordagens de manipulações experimentais sob simulações controladas em laboratório.

REFERÊNCIAS

- Anderson, D.M. (1989). Toxic algal blooms and red tides: a global perspective. In Red Tides: Biology, Environmental Science, and Toxicology. **Elsevier**. New York, p.11-16.
- Anderson, DM.; Gilbert, PM.; Burkholder, JM. (2002). Harmful algal blooms and eutrophication: nutrient sources, composition, and consequences. **Estuaries**, vol. 25 p. 704-726.
- Avila, TR.; Pedroso, C.S.; Bersano, J.G.F. (2009). Temporal variation of the zooplankton from Tramandaí Beach, RS, southern Brazil, with emphasis on Copepoda. **Iheringia, Série Zoologia**. Porto Alegre, vol. 99, no.1.
- Blancher, E.C. (1984). Zooplankton trophic relationships in some north and central Florida lakes. **Hydrobiologia**, vol.109, p. 251-263.
- Berzins, B. & Pejler, B. Rotifer occurrence and trophic degree.(1989). **Hydrobiologia** vol.182, p.171-180.
- Bicudo, C.E.M.; Menezes, M. (2006). **Gênero de algas de águas continentais do Brasil - Chave para identificação e descrição**. 2ª ed. Rima, São Carlos, SP.
- Carpenter, S.R.; Kitchell, J.E.; Hodgson, J.R. (1985). Cascading trophic interactions and lake productivity. **Bioscience**, vol. 35, p. 634-639.
- Clesceri, L.S.; Greengerg, A.G.; Eaton, A.D. (1998). **Standard Methods of the Examination of Water and Wastewater**. Washington: American Public Health Association (APHA). American Water Works Association (AWWA), Water Environmental Federation (WEF). 20ª ed.
- Crispim, M.C.; Leite, R.L.; Watanabe, T. (2000). Evolução do estado trófico em açudes temporários no Nordeste semi-árido, durante um ciclo hidrológico, com ênfase na comunidade zooplanctônica. **Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros**. Vitória, Espírito Santo, vol. 3, p. 431-441.
- Domingos, M.D. (1993) Heterogeneidade espacial (Horizontal) da Represa do Guarapiranga (São Paulo) e a distribuição da comunidade zooplanctônica. São Carlos. 155p. (**Dissertação de Mestrado**. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo).
- Elmoor-Loureiro, L.M.A.(1997). **Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil**. Brasília: Universa, Brasília, 156p.

- Esteves, F.A. (1998). **Fundamentos de Limnologia**. 2ª ed., Interciência, Rio de Janeiro, RJ.
- Feliciano, M.L.M. & Melo, R.B. (2003). **Atlas do estado da Paraíba: informação para gestão do patrimônio natural**. João Pessoa: SEPLAN/IDEME, 58 p.
- Figueirêdo, M.C.B.; Teixeira, A.S.; Araújo, L.F.P.; Rosa, M.F.; Paulino, W. D.; Mota, S.; Araújo, J.C. (2007). Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, vol.12, p. 399-409.
- Gannon, J.E. & Stemberger, R.S. (1978). Zooplankton (Especially Crustaceans and Rotifers) as Indicators of water Quality. **Trans. Amer. Micros. Soc.**, vol. 97, no 1, p. 16-35.
- Horppila, J. (1998). Top-down or bottom-up effects by fish: issues of concern in biomanipulation of lakes. **Restoration Ecology**, vol. 6, p.20-28.
- Huszar, V.L.M.; Silva, LHS.; Domingos, P.; Marinho, M.; Melo, S. (1998). Phytoplankton species composition is more sensitive than OECD criteria to the trophic status of three Brazilian tropical lakes. **Hydrobiologia**, vol.369-370, p.59-71.
- Kelly, M.G.; Whitton, B.A. (1998). Biological monitoring of eutrophication in rivers. **Hydrobiologia**, vol. 384, p. 55-67.
- Koste, W. (1978). **Rotatoria**. Berlin: Gebruder Borntraeger. 673p.
- Lansac-tôha, FA., Velho, LFM. ; Bonecker, CC. (2004). Composition, species richness and abundance of the zooplankton community. In THOMAZ, SM., AGOSTINHO, AA. (Eds.). **The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation**. Leiden: Backhuys Publishers. p. 145-190.
- Leitão, AC.; Freire, RHF. ; Rocha, O.; Santaella, ST. (2006). Zooplankton community composition and abundance in two Brazilian semiarid reservoirs. **Acta Limnologia Brasiliensia**, vol.18, no.4, p. 451-468.
- Maresovic, I.; Pucher-petkovic, T.; (1991). Eutrophication impact on the species composition in a natural phytoplankton community. **Acta Adriatica**, vol. 32, p. 719-730.
- Moss, B. (1998). **Shallow Lakes, biomanipulation and eutrophication**. SCOPE (Scientific Committee on Phosphates in Europe), Newsletter, CEFIC (European Chemical Industry Council). Bruxelas, Bélgica, 44 p.

- OECD (1982). Eutrophication of waters - monitoring, assessment and control. **OECD**, Paris.
- Pontin, R. M. & Langley, J. M. (1993). The use of rotifer communities to provide a preliminary national classification of small water bodies in England. **Hydrobiologia** vol. 255/256, p.411-419.
- Rao, T.R.; Kumar, R. (2002). Patterns of prey selectivity in the cyclopoid copepod *Mesocyclops thermocyclopoids*. **Aquatic Ecology**, vol. 36, no. 3, p. 411-424.
- Ravera, O. (1980). Effects of eutrophication on zooplankton. **Progress in Water Technology**, vol.13, p. 141-159.
- Reid, J W. (1985). Chave de identificação e lista de referências bibliográficas para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da ordem Cyclopoida (Crustacea: Copepoda). **Boletim de Zoologia da Universidade de São Paulo**, vol. 9, p. 17-43.
- Rocha, O.; Matsumura-Tundisi, T.(1976). **Atlas do zooplâncton (Represa do Broa, São Carlos)**. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos, 68 p.
- Rodier, J.L.(1975). Analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux residuais, eaux de mer. Paris: **Dunod**.
- Riegman, R. (1995). Nutrient-related selection mechanisms in marine phytoplankton communities and the impact of eutrophication on the planktonic food web. **Water Science and Technology**, vol. 32, p.63-75.
- Sarma, SSS; Nandini, S. (2001). Life Table demography and population growth of *Brachionus variabilis* Hempel, 1896 in relation to *Chlorella vulgaris* densities. **Hydrobiologia**, vol. 446/447: p. 75-83.
- Scheffer, M. (1998). **Ecology of Shallow Lakes**. Chapman & Hall, Inglaterra, 357p.
- Seip, K. L. 1991. Phosphorus and nitrogen limitation of algal biomass across trophic gradients. **Aquatic Sciences, Research Across Boundaries**, vol. 56, p. 1015-1621.
- Silva, W.M., (2003). *Diversidade dos Cyclopoida (Copepoda, Crustacea) de água doce do estado de São Paulo: taxonomia, ecologia e genética*. Universidade Federal de São Carlos, 154 p. **Tese de Doutorado**.
- Silva, L.H.S. (1999). Fitoplâncton de um reservatório eutrófico (lago Monte Alegre), Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil. **Brazilian Journal of Biology**, vol. 59, p. 281-303

- Silva, A.M.A.; Barbosa, J.E.L.; Medeiros, P.R.; Rocha, R.M.; Lucena-filho, M.A.; Silva, D.F. (2009). Zooplankton (Cladocera and Rotifera) variations along a horizontal salinity gradient and during two seasons (dry and rainy) in a tropical inverse estuary (Northeast Brazil). **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, vol. 4, p.226-237.
- Silva, W.M.; Matsumura-Tundisi, T. (2005). Taxonomy, ecology and geographical distribution of the genus *Thermocyclops* Kiefer, 1927 (Copepoda, Cyclopoida) in São Paulo State, Brazil, with description of a new species. **Brazilian Journal of Biology**, vol.65 no.3, p. 521-531.
- Sládeck, V. (1983). Rotifers as indicators of water quality. **Hydrobiologia**, vol. 100, p.169-201.
- Stemberg, R. (1979). **A guide to Rotifers**. Cincinnati: Environmental Monitoring and Support Laboratory.
- Streble H.; Krauter, D. (1987). **Atlas de los organismos de agua doce. La vida en una gota de agua**. Omega, Barcelona, 357p.
- Torres-Orozco. R.E.; Zanatt, S.A. (1998). Species composition, abundance and distribution of zooplankton in a tropical eutrophic lake: Lake Catemaco, México. **Rev. Biol. Trop.** Vol. 46 no. 2, p. 285-296.
- Vieira, A.C.B. (2007). Dinâmica da comunidade zooplanctônica ao longo de um ciclo hidrológico e a resposta de três espécies de Cladóceros (Crustácea, Phyllopoda) a diferentes graus de trofia no Açude de Taperoá II, semiárido paraibano. **Dissertação de mestrado**, Universidade Federal da Paraíba, 102 pp.
- Vieira, A.C.B., Ribeiro, L.L., Santos, D.P.N. and Crispim, M.C. (2009). Correlation between the zooplanktonic community and environmental variables in a reservoir from the Northeastern semi-arid. **Acta Limnologica Brasiliensia**, vol. 21, p. 349-358.
- Vieira, A.C.B.; Medeiros, A.M.A.; Ribeiro, L.L.; Crispim, M.C. (2011). Populations dynamics of *Moina minuta* Hansen (1899), *Ceriodaphnia cornuta* Sars (1886), and *Diaphanosoma Spinulosum* Herbst (1967) (Crustacea: Branchiopoda) in different nutrients (N and P) concentration ranges. **Acta Limnologica Brasiliensia**, vol. 23, no. 1, p.1-9.

CAPÍTULO V

Influência do peixe sobre a taxa de consumo de *Notodiaptomus cearensis* (Copepoda) e *Moina minuta* (Cladocera)

RESUMO

O estudo do zooplâncton na presença do peixe é fundamental no entendimento da dinâmica aquática, pois diversos mecanismos podem ser acionados para escapar da presença do predador. A presença de hormônios secretados pelos peixes, chamados de cairomônios podem não somente induzir alterações do ciclo de vida de muitas espécies como acelerar a reprodução, formar machos e ovos efípias ou de resistência, a fim de superarem o elevado risco de predação a que podem ser submetidos. De acordo com estas informações a predação pode influenciar a abundância, o tamanho, a composição, o comportamento e a morfologia das presas. O presente estudo teve como objetivo avaliar a influência dos predadores sobre a comunidade zooplanctônica, experimentalmente, a partir das comparações da densidade do zooplâncton durante um período de 24 horas. O experimento foi realizado duas vezes, o primeiro com o copépodo Calanoida *Notodiaptomus cearensis* e o segundo com o cladóceros *Moina minuta*. Para avaliar a influência dos predadores vertebrados sobre a taxa de herbivoria dos organismos zooplanctônicos, foram avaliados experimentalmente a densidade do zooplâncton e do fitoplâncton durante um período de 24 horas. No tratamento com o calanoida *N. cearensis* observou-se maior consumo algal na ausência do que na presença da água com peixe. Em relação aos parâmetros ambientais, verificou-se não haver diferenças significativas entre os dias e as amostras. No tratamento com o cladóceros *M. minuta*, estealimentou-se mais nos aquários com a presença de água do peixe. O maior consumo na presença de água de peixe pode ser a indução causada pelos cairomônios de peixe, que levam a aumentos nas taxas de fecundidade. A presença destes infoquímicos, que atuam como transmissores de informação entre os indivíduos no meio aquático, pode ter gerado estresse nos indivíduos, o que ocasionou alterações no ciclo de vida das espécies testadas, provocando aumento nas taxas alimentares.

Influence of fish on herbivory rates of *Notodiaptomus cearensis* (Copepoda) and *Moina minuta* (Cladocera)

ABSTRACT

Studying zooplankton communities under the presence of fishes is crucial for the understanding of aquatic dynamics, given their array of potential predator-avoidance strategies. Specific hormones collectively called kairomones and released in the water by fishes may induce several zooplanktonic responses including life cycle alterations, reproduction anticipation, male, and the production of resistant ephippial eggs, in order to overcome the potential elevated predation risks. As a consequence, predation may influence the abundance, size, composition, behavior and morphology of prey. The present study aimed to evaluate the influence of predators on a zooplankton community based on 24-hour long density comparison experiments. The first experiment tested the influence of predators on the calanoid copepod *Notodiaptomus cearensis*, whereas the second experiment tested their influence on the cladoceran *Moina minuta*. To determine the influence of vertebrate predators on zooplankton herbivory rates, densities of zooplankton and phytoplankton were evaluated during a 24-hour period. Higher herbivory rates by *N. cearensis* were observed in the absence of the fish. Conversely, higher herbivory rates of *M. minuta* were observed in the presence of the fish. For the latter case, these higher rates may be an effect of fish kairomones increasing fecundity rates. These infochemicals, which act as ecological transmitters amongst aquatic individuals, may have generated stress on the zooplankton, which eventually altered their life cycles provoking an increase in feeding rates.

INTRODUÇÃO

A comunidade planctônica desempenha um dos papéis principais na dinâmica dos ecossistemas aquáticos e os herbívoros zooplanctônicos, em particular, são importantes para o fluxo de energia nos ecossistemas aquáticos, sendo um elo entre os produtores primários e níveis tróficos mais elevados (Esteves, 1998). A presença de hormônios secretados pelos peixes, chamados de cairomônios podem não somente

induzir alterações do ciclo de vida de muitas espécies como acelerar a reprodução, formar machos e ovos efípias ou de resistência, a fim de superarem o elevado risco de predação a que podem ser submetidos (Coorset *al.*, 2004). Segundo Samanta *et al.*, 2011, interações planctônicas e o papel dos infoquímicos nos ambientes aquáticos são processos altamente complexos e ainda precisa de muitos estudos para se entender, os receptores químicos que o plâncton recebe dos predadores. De acordo com estas informações a predação pode influenciar a abundância, o tamanho, a composição, o comportamento e a morfologia das presas (Roselli, 2000).

As algas são consideradas um dos mais importantes grupos empregados na classificação ecológica dos mananciais, devido à sua distribuição constante e por apresentarem espécies tolerantes (Grobbellar, 2004), como também sensíveis às mudanças do meio. Além do mais, a sua predação pelo zooplâncton, pode ajudar, dependendo de quais espécies aparecem em maior abundância, a determinar o estado trófico do ambiente estudado e desempenhar um importante papel nos processos de recuperação dos corpos aquáticos (Branco& Cavalcanti, 1999). O presente estudo tem como objetivo avaliar a influência dos predadores sobre a comunidade zooplânctônica, experimentalmente, a partir das comparações da densidade do zooplâncton durante um período de 24 horas. Através dos resultados do presente estudo, será possível planejar ações a serem utilizadas diretamente no ambiente aquático, visando à recuperação do mesmo.

MATERIAL E MÉTODOS

Para avaliar a influência dos predadores sobre a taxa de herbivoria dos organismos zooplânctônicos, foram avaliados experimentalmente a densidade do zooplâncton e do fitoplâncton durante um período de 24 horas.

As espécies *Moina minuta* (Cladocera) e *Notodiaptomus cearensis* (Copepoda) foram escolhidas por serem bastante comuns na área de estudo (Crispimet *al.*, 2000; Vieira, 2007) e importantes representantes tropicais, representando os três principais grupos de organismos zooplânctônicos em ambientes aquáticos. Antes do período de experimentação, as espécies foram triadas sob microscopia e cultivadas isoladamente

em aquários. Os animais foram mantidos por um período de 30 dias e alimentados periodicamente (em intervalos de três dias) com culturas de fitoplâncton.

Foram realizados dois experimentos no presente trabalho, um com *N. cearensis* (E1) e outro com *M. minuta* (E2), que apresentaram os seguintes tratamentos: aquários contendo apenas a espécie e outros contendo a espécie na presença de água do peixe (4 réplicas)

Para cada tratamento foram usados controles, aquários apenas com algas (4 réplicas), para que se determinasse o crescimento destas, para a determinação das taxas de herbivoria.

Para a realização de cada experimento, foram utilizados vinte recipientes de plástico (quatro réplicas cada), nos mesmos foram adicionados 300 ml de água mineral para os experimentos sem a água do peixe. Nos experimentos com a presença do caimão do predador (peixe), foi utilizada água de um tanque localizado no DSE/CCEN/UFPB, com cultivos de tilápia.

As algas utilizadas como alimento, foram obtidas de uma cultura mista, cultivada no Laboratório de Ecologia Aquática - LABEA, do Departamento de Sistemática e Ecologia da Universidade Federal da Paraíba. A contagem das algas foi realizada utilizando-se a câmara de contagem Fuchs Rosenthal. As amostras para a contagem algal foram fixadas em formol a 2%. A densidade algal adicionada foi de $1,49 \times 10^4$.

Sub-amostras para a análise da riqueza e densidade do fitoplâncton foram tomadas em dois intervalos: 1) no início do experimento (hora 1 - antes da introdução das espécies do zooplâncton) e 2) no final do experimento (hora 24 - após a introdução das espécies do zooplâncton).

A diminuição entre as duas densidades algais no controle (hora 0 e hora 24), permitiu analisar o quanto foi produzido pelo fitoplâncton ao longo de 24 horas e comparando com o que foi registrado nos aquários experimentais (herbívoros) com o que foi produzido, permitiu estimar o que foi consumido pelos respectivos indivíduos das duas espécies. Os procedimentos descritos acima estão resumidos esquematicamente na Figura 1. As densidades de *M.minuta* e de *N. cearensis* no início do experimento foi de 10 indivíduos por réplica.

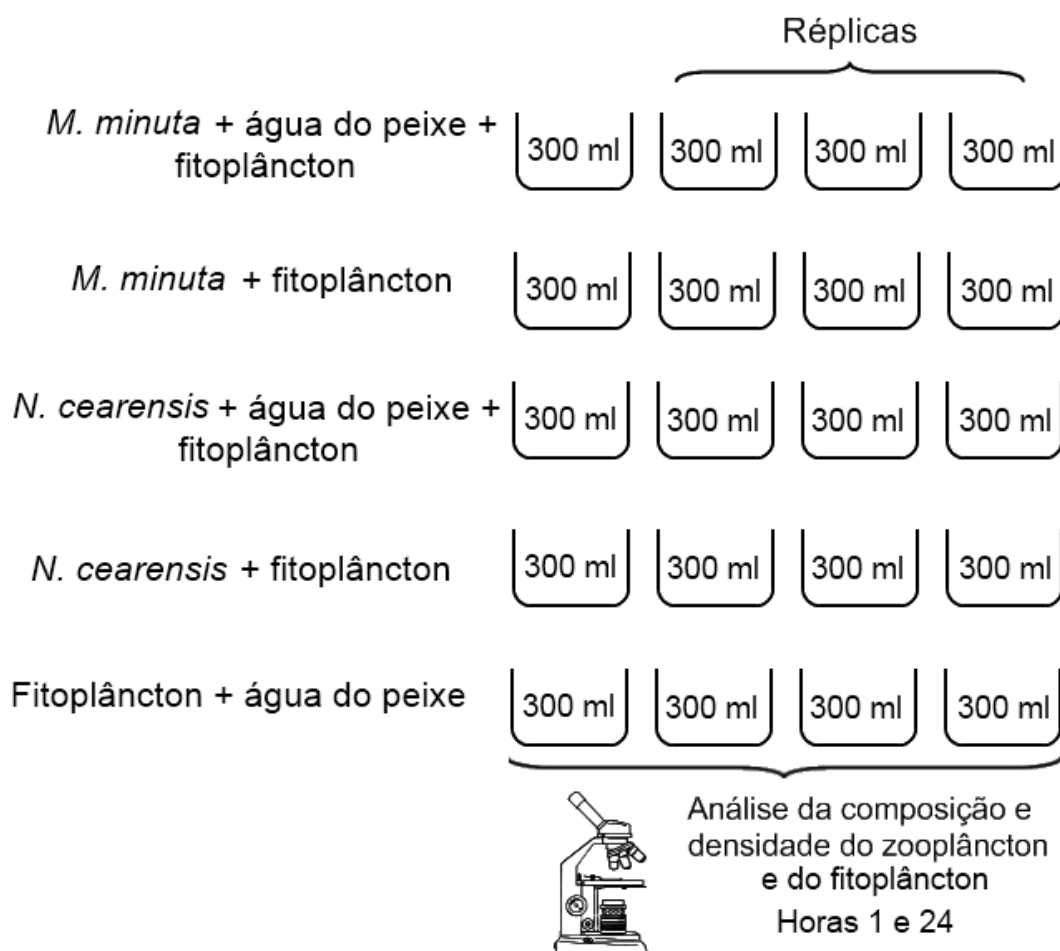


Figura 1. Desenho esquemático com as principais etapas do delineamento experimental realizado para avaliar a influência do peixe sobre a taxa de herbivoria da comunidade zooplancônica.

No final do experimento foram analisadas também as amostras do zooplâncton, observou-se e quantificou-se o número dos indivíduos (contagem dos vivos e mortos), para que desta forma fosse possível estimar a taxa de herbivoria por indivíduo por dia. Algumas análises físico-químicas também foram realizadas no início e no final do experimento, para verificar se foram diferentes entre os tratamentos e as réplicas. Foram analisadas a temperatura, pH, condutividade e oxigênio dissolvido. As análises foram realizadas com uma sonda multiparâmetros.

Foi realizada uma ANOVA, comparando as taxas entre os dois tratamentos (com água do peixe e sem água do peixe para os experimentos com Calanoida e Cladocera.

RESULTADOS

As espécies fitoplanctônicas identificadas no início do experimento para a alimentação do zooplâncton estavam presentes nas seguintes proporções: 37,2% de *Ankistrodesmus* sp., 21,3% de *Chlorella* sp., 15,8 % de *Chrococus* sp., 8,6% de diatomáceas, 5,1% de *Scenedesmus* sp, 6,4% de *Clamydomonas* sp, 3,2 % de *Anabaena* sp, 2,4% de *Selenastrum* sp. A temperatura manteve-se a 28° C ($\pm$ 2) ao longo de todo o experimento para as duas espécies testadas. A ANOVA revelou um resultado significativo entre o fitoplâncton com água do peixe $p < 0,001$, $F = 5,18$, $gl = 1$ entre o início e o final do experimento.

O valor de densidade algal registrado na hora 24 do controle, foi o valor considerado de densidade algal para o cálculo do consumo por *M. minuta* e *N. cearensis* (Figura 2). As algas que mais foram consumidas pelo zooplâncton foram as algas do gênero *Ankistrodesmus* sp., *Scenedesmus acuminatus*, *Anabaena* sp. e *Selenastrum* sp.

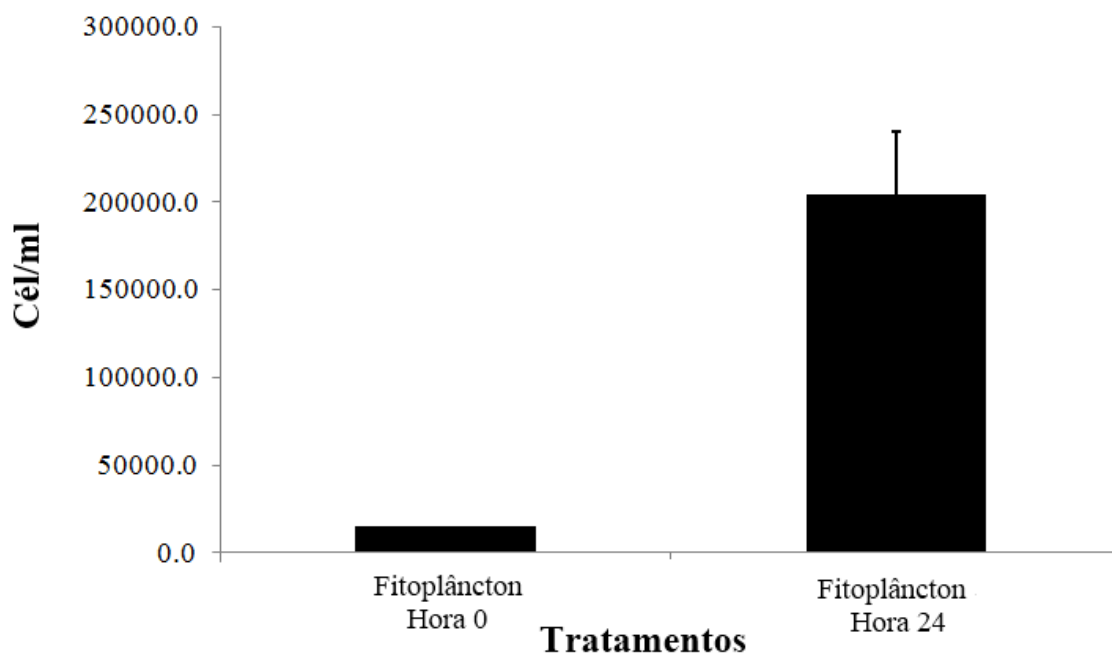


Figura 2. Densidades do fitoplâncton (controle hora 1 e 24) no experimento realizado na LABEA para análise da herbivoria de *M. minuta* e *N. cearensis* na presença e ausência de predador vertebrado.

Experimento com *N.cearensis*

No tratamento realizado com *N. cearensis* verificou-se maior consumo algal na ausência do peixe que na presença de água com peixe (Figura 3), sendo registradas diminuições de densidades algais de $102.806,25 \text{cél.mL}^{-1}$ após 24 horas na ausência de peixe e de $47.965,25 \text{cél.mL}^{-1}$ na presença de peixe. Em relação aos dados da estatística, a ANOVA, revelou resultados significativos nas taxas de herbivoria da espécie na ausência da água do peixe, ($p < 0,001$, $F = 12,3$, $gl = 1$), (Tabela 1).

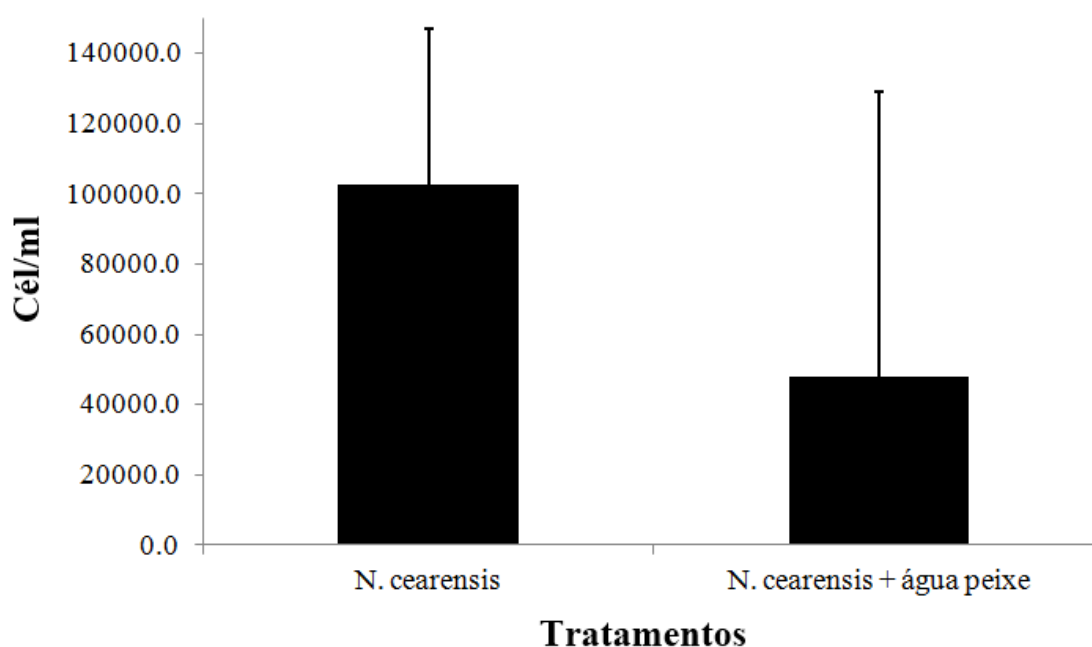


Figura 3. Média da taxa de herbivoria diária da espécie *N. cearensis*, na ausência e na presença da água do peixe, em experimento realizado no LABEA.

A taxa média de consumo diário revelou que o consumo individual acompanhou o consumo geral nos aquários, sendo maior consumo *per capita* na ausência de água peixe. As taxas médias de consumo de *N. cearensis* foram de $13.686,01(+7133,83) \text{cél.ind.}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ na ausência de água de peixe e de $5.264,43(\pm 9034,54) \text{cél.ind.}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$, na presença de água do peixe (Figura 4).

Em relação aos parâmetros ambientais, verificou-se haver diferenças significativas entre os dias e entre o tratamento com a água do peixe, em relação ao, a condutividade (Tabela 1).

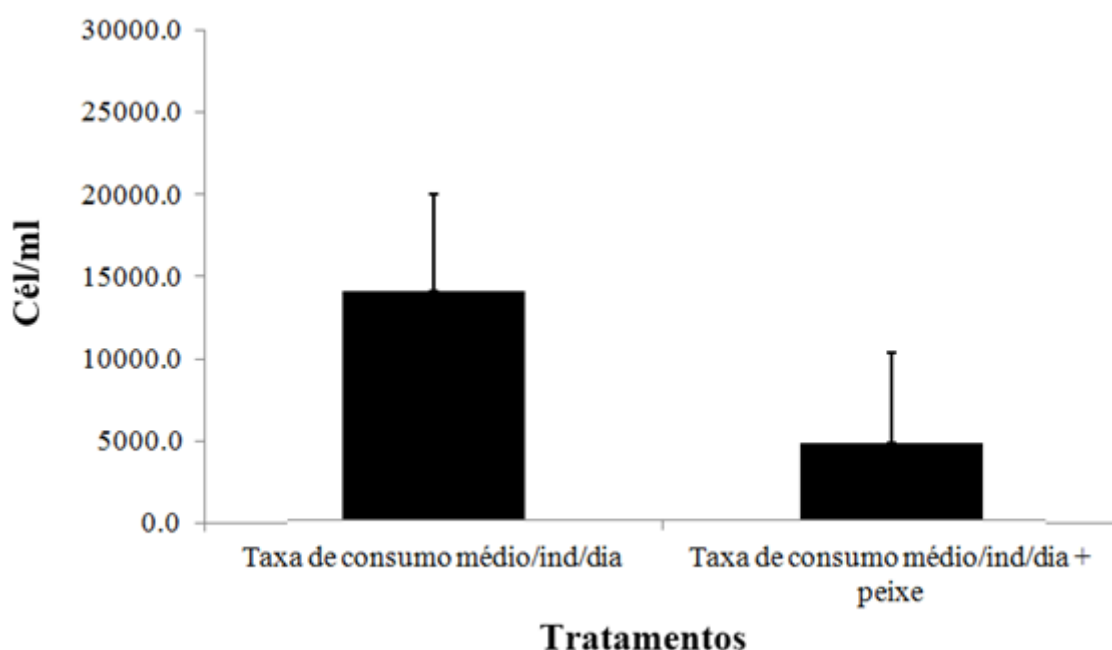


Figura 4. Taxa de consumo diário na ausência da água do peixe e na presença da água do peixe em experimento realizado no LABEA/UFPB.

Experimento com *M.minuta*

Ao contrário do calanoida, *M.minuta*, alimentou-se mais nos aquários com a presença de água do peixe (Figura 5), no entanto, as taxas de consumo diárias *per capita* foram mais elevadas na ausência de água de peixe. As taxas médias de consumo de *M. minuta* foram de 12.767,95 (+ 12.046,61) cél.ind.⁻¹.dia⁻¹ na ausência do peixe e de 10.022,97 ($\pm$ 4.682,48) na presença do peixe (Figura 6).

(Figura 6). Foram encontrados ovos efípias nos aquários com a presença de água dos peixes. A ANOVA foi significativa para o tratamento com a água do peixe, ($p < 0,001$, $F = 10,7$, $gl = 1$), (Tabela 2).

O maior consumo *per capita* contrário ao verificado no consumo geral nos aquários está relacionado com a mortalidade elevada registrada em algumas das réplicas na ausência de água de peixe, o que se refletiu em taxas individuais de consumo mais elevadas, comparado com o outro tratamento. No tratamento com *M.minuta*, apenas o oxigênio dissolvido e a condutividade elétrica apresentaram valores significativos apenas entre os tratamentos, como observado na Tabela 2.

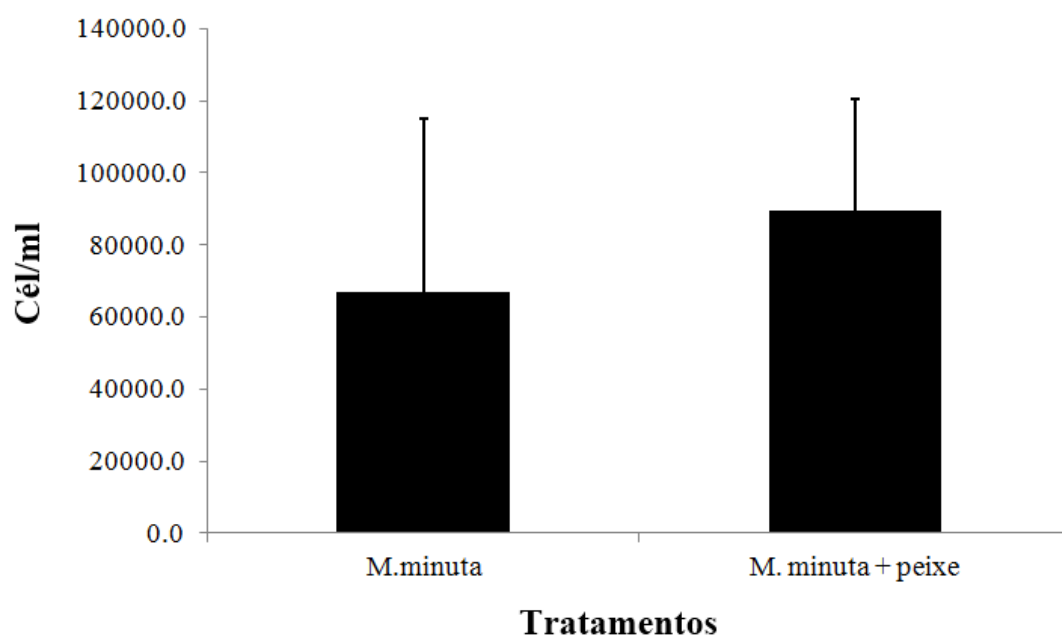


Figura 5. Média da taxa de herbivoria da espécie *M.minuta*, na ausência e na presença da água do peixe, em experimento realizado no LABEA/UFPB.

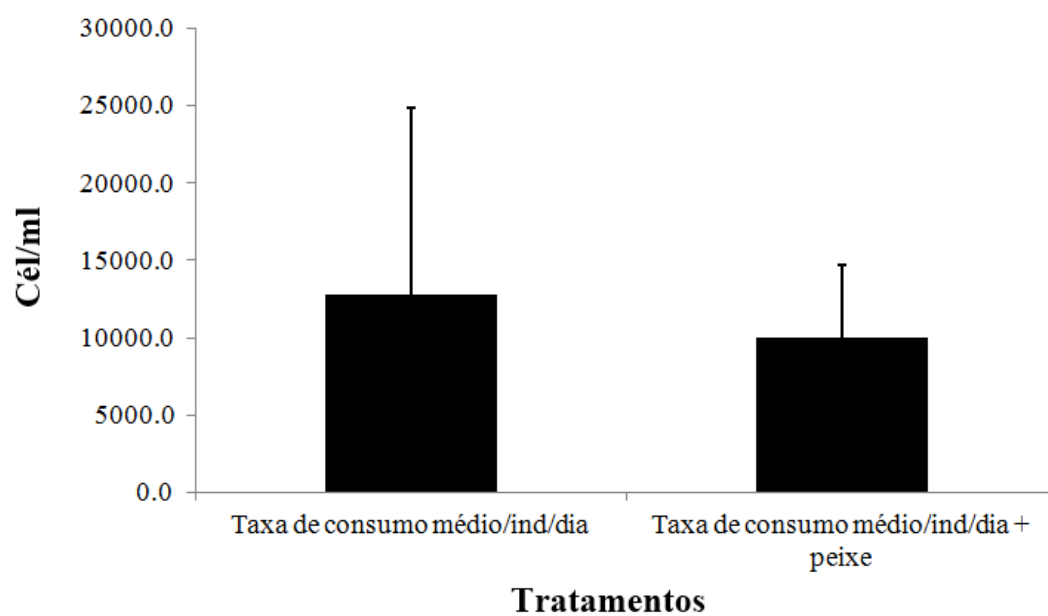


Figura 6. Taxa de consumo diário na ausência da água do peixe e na presença da água do peixe.

Tabela 1. Resultados da ANOVA avaliando o grau de significância entre os parâmetros e as variáveis entre os dois tratamentos (com água do peixe e sem água do peixe para a espécie *N. cearensis*.

Parâmetros e Variáveis	Fonte de variação	gl	F	P
<i>N. cearensis</i>	Tratamento com água do peixe (TP)	1	1,57	0,21
	Dia (D)	1	1,38	0,24
	TP * D	1	1,41	0,24
	Erro	12		
	Tratamento sem água do peixe (TSP)	1	12,3	<0,001
	Dia (D)	2	4,22	<0,05
	TSP * D	4	2,8	0,23
	Erro	12		
Oxigênio dissolvido	Tratamento com água do peixe (TP)	1	0,68	ns
	Dia (D)	1	1,51	ns
	TP * P	1	1,25	ns
	Erro	12		
	Tratamento sem água do peixe (TSP)	2	0,36	ns
	Dia (D)	4	1,4	ns
	TSP * D	8	1,12	ns
	Erro	40		
Condutividade elétrica	Tratamento com a água do peixe (TP)	1	17,2	< 0,001
	Dia (D)	1	92,6	< 0,001
	TP * D	1	44,5	< 0,001
	Erro	12		
	Tratamento sem a água do peixe (TSP)	2	0,36	0,53
	Dia (D)	3	1,12	0,33
	TSP * D	6	1,39	0,23
	Erro	43		
pH	Tratamento com a água do peixe (TP)	2	3	0,07
	Dia (D)	4	2,6	0,43
	TP * D	8	2	0,05
	Erro			
	Tratamento sem a água do peixe (TSP)	1	0,15	ns
	Dia (D)	1	4,32	ns
	TSP * D	1	0,01	ns
	Erro	12		

Tabela 2. Resultados da ANOVA avaliando o grau de significância entre os parâmetros e as variáveis entre os dois tratamentos (Com água do peixe e sem água do peixe para a espécie *M. minuta*).

Parâmetros e Variáveis	Fonte de variação	gl	F	P
<i>M.minuta</i>	Tratamento com água do peixe (TP)	1	10,7	< 0,001
	Dia (D)	1	3,74	<0,05
	TP * D	1	6,76	<0,001
	Erro	12		
	Tratamento sem água do peixe (TSP)	1	1,07	0,33
	Dia (D)	2	13,43	0,32
	TSP * D	5	1,12	0,33
	Erro	270		
Oxigênio dissolvido	Tratamento com água do peixe (TP)	1	16,14	<0,001
	Dia (D)	1	15,48	ns
	TP * D	1	0,70	ns
	*Dia			
	Erro	12		
	Tratamento sem água do peixe (TSP)	2	2,27	ns
	Dia (D)	4	0,7	ns
	TSP * D	2	2,27	ns
	Erro	40		
Condutividade elétrica	Tratamento com água do peixe (TP)	1	2,24	< 0,001
	Dia (D)	1	2,4	ns
	TP * D	1	0,24	ns
	Erro	12		
	Tratamento sem água do peixe (TSP)	1	1,26	ns
	Dia (D)	1	1,12	ns
	TSP * D	1		ns
	Erro	12	0,24	
pH	Tratamento com água do peixe (TP)	1	0,3	ns
	Dia (D)	1	0,16	ns
	TP * D	1	0,04	ns
	Erro	12		
	Tratamento sem água do peixe (TSP)	1	1,57	0,21
	Dia (D)	1	1,38	0,24
	TSP * D	1	1,41	0,24
	Erro	12		

DISCUSSÃO

Ocorreu ao longo do experimento com as duas espécies *N. cearensis* e *M. minuta* respostas diferenciadas em relação ao consumo de algas na presença e ausência do peixe. *M. minuta* apresentou a maior taxa de herbivoria por aquário na presença do peixe, enquanto que o *N. cearensis*, alimentou-se mais na ausência do peixe. Isso pode ter sido causado por ter maiores densidades algais na água do peixe, o que inibe o consumo por parte desta espécie (Capítulo II). No entanto, a taxa de herbivoria *per capita* em *M. minuta* foi maior na ausência do peixe. A taxa de herbivoria *per capita* em *M. minuta* foi maior na ausência do peixe. Isto pode ter ocorrido porque a mortalidade foi mais elevada no tratamento sem água de peixe, principalmente numa das réplicas em que se verificou a mortalidade de 70% de indivíduos, o que provocou o aumento da taxa de consumo *per capita*. Este fato pode induzir a erro, visto que não temos dados, de quando os indivíduos morreram, ou seja, foi considerado o número de indivíduos sobreviventes, como os eventuais consumidores, mas se os que morreram, o fizeram pouco antes das análises, eles devem ter contribuído para o consumo das algas de alguma forma, por isso que o consumo *per capita* foi diferente do consumo total. Foram observados também nas amostras que continham água do peixe, efípios. Stibor (1992) descobriu em um de seus experimentos que *Daphnia hyalina* tratada com água do peixe exibiu um maior investimento reprodutivo em comparação com as amostras do controle, ou seja, que não continham a água do peixe. Neste caso, o surgimento de efípios, mostra que a espécie preparava-se para morrer e deixar formas de resistência, para que caso fosse predada, dar continuidade à sua presença no ambiente, permitindo a sua resiliência (Slusarczyk & Rybicka, 2011).

O maior consumo na presença de água de peixe pode ser a indução causada pelos cairomônios de peixe, que levam a aumentos nas taxas de fecundidade, resultados já observados em outros trabalhos (Crispim, 1998; Serpeet *et al.*, 2009; Jensen, *et al.*, 1998, Para que aumente a fecundidade, é necessário que aumentem as taxas de alimentação (Lampert, 1978; Lucinda, 2007; Vijverberg, 1989; Benider, *et al.*, 1998; Boavida & Crispim, 2002). De alguma forma, apenas a presença de cairomônios de peixe pode estar causando estresse nos indivíduos, (Boersma, *et al.*, 1999; Hanazato, 1991) o que ocasionou alterações no ciclo de vida principalmente do cladóceros *M. minuta*, como mortalidade, presença de efípios, aumento no consumo, etc.

Numa visão de utilização de *M. minuta* como biorremediadora, podemos a partir dos dados obtidos, observar que ela seria mais eficiente na presença do predador piscívoro, visto que apresentaria taxas de consumo mais elevadas.

REFERÊNCIAS

- Benider, A. et al. (1998). Parthenogenetic reproduction of *Moina macrocopa* (Straus, 1820) (Crustacea: Cladocera) trophic conditions, population density, grouping and temperature influence. **Ann.Limnol. Inst. J. Lim.**, v.34, n.4, p. 387-399.
- Boavida, M.J.; Crispim, M.C.(2002). Competition among *Daphnia hyalina*, *Daphnia parvulla* and *Diaphanosoma brachyurum*. **Revista Nordestina de Biologia**, v.16, n 1, 2002.
- Boersma, M.; Meester, L.D.; Spaak, P. (1999).Environmental stress and local adaptation in *Daphnia magna*.**Limnol. Oceanogr.** v.44, n 2, p. 393-402.
- Branco, C.W.C. ; Cavalcanti, C.G.B. (1999).A ecologia das comunidades planctônicas no Lago Paranoá. In: HENRY, R. (ed.). **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. p. 573-593.
- Coors, A., Hammers-Wirtz, M. and Ratte, H.T. (2004).Adaptation to environmental stress in *Daphnia magna* simultaneously exposed to a xenobiotic. **Chemosphere**, vol. 54, p. 395-404.
- Crispim, M.C.; Leite, R.L.; Watanabe, T. (2000). Evolução do estado trófico em açudes temporários, no nordeste semi-árido, durante um ciclo hidrológico, com ênfase na comunidade zooplancônica. In: **V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Conservação. Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Conservação.** (3): 422-430.
- Esteves, F. A. (1998). **Fundamentos de Limnologia**. 2ª ed., Interciência, Rio de Janeiro, RJ.
- Grobbellaar, J.V.(2004). Algal nutrition. In: Rich mond. **Handbook of microalgal culture: Biotechnology and applied phycology**. Blackwell, p. 97-105
- Hanazato, T., (1991). Influence of food density on the effect of a *Chaoborus*-released chemical on *Daphnia ambigua*. **Freshwater Biology** 25, 477–483.

- Jensen, K.H.; Jakobsen, P.H.; Kleiven, T.O.(1998). Fish kairomone regulation of internal swarm structure in *Daphnia pulex* (Cladocera: Crustacea), vol. 368, p.123-127.
- Lampert, W. (1978).A field study on the dependence of the Fecundity of *Daphnia spec.* on food concentration. **Oecologia**, v.36, n 3, p.363-369.
- Lucinda, I. (2007). Estudo de comunidades planctônicas em um pequeno reservatório tropical- experimentos com mesocosmos. **Tese** (Doutorado). Universidade Federal de São Carlos, 249 p.
- Roselli, ,I.M. (2000). The influence of predator detection on life history strategies in *Ceriodaphnia reticulata* (Cladocera: Daphnidae). **Mestrado.Eastern New Mexico University**, New Mexico.49p.
- Samanta, S. Chakraborty, S. Bhattacharya, S. Chattopadhyay. (2011). Fish kairomones, its benefits and detriments: A model base study both from releaser and acceptor perspective. **Ecological complexity**, 8: 258-264.
- Serpe, F.R.; Larrázabal, M.E.L.; Santos, P. J. P. (2009). Effects of a vertebrate predator (*Poecilia reticulata*) presence on *Ceriodaphnia cornuta* (Cladocera: Crustacea) in laboratory conditions. **Acta limnologica Brasiliensia**, vol 21, n 4, 399-408.
- Stibor, H. (1992). Predator induced life-history shifts in a freshwater Cladoceran, **Oecologia**, 162-165.
- Slusarczyk, M.; Rybicka, B. (2011).Role of temperature in diapauses response to fish kairomonesin Crustacean *Daphnia*.**Journal of Insect Physiology**, 57: 676-680.
- Vieira, A.C.B. (2007). Dinâmica da comunidade zooplanctônica ao longo de um ciclo hidrológico e a resposta de três espécies de Cladóceros (Crustácea, Phyllopoda) a diferentes graus de trofia no Açude de Taperoá II, semiárido paraibano.**Dissertação de mestrado**, Universidade Federal da Paraíba, 102 p.
- Vijverberg, J. (1989). Culture techniques for studies on the growth, development and reproduction of copepods and cladocerans under laboratory and *insitu* conditions.**Freshwater Biology**, v. 21, p.317-373.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Propostas de manejo para a melhoria da qualidade da água

Apesar de ser um recurso abundante e ‘renovável’, a disponibilidade e a qualidade da água para o consumo humano têm sido motivos de preocupação crescente em todo o planeta. A principal razão dessa preocupação é a consequência para a saúde pública devido ao uso de água inadequada para consumo. Entre os principais motivos que levam os reservatórios a possuírem águas inadequadas para consumo humano está a eutrofização acelerada e, como decorrência disso, a rápida proliferação de organismos nocivos, como cianobactérias tóxicas (Azevedo, 1996), que produzem neurotoxinas e hepatotoxinas, que podem provocar morte em seres vivos, incluindo os seres humanos (Carmichael, *et al.*, 2001).

A biomanipulação experimental em laboratório tem dois objetivos centrais que estão interligados: 1) conhecer o funcionamento das cadeias tróficas em situações simuladas e totalmente sob controle para que, 2) estratégias específicas baseadas nessas observações sejam implementadas visando à recuperação e conservação de sistemas aquáticos onde a qualidade da água foi drasticamente reduzida devido às atividades humanas.

Os organismos planctônicos como foi elucidado ao longo deste estudo, são animais estrategistas que apresentam mecanismos complexos na natureza. Para evitar a mortalidade devido à predação por peixes, muitos organismos planctônicos tem desenvolvido uma variedade de mecanismos de defesa, que partem dos predadores (Samanta *et al.*, 2011). De acordo com este trabalho, as respostas ecológicas que determinadas espécies dão, como o aumento repentino da fecundidade para compensar a presença dos predadores, pode auxiliar na montagem de experimentos no ambiente aquático, pois, se obtendo um conhecimento sobre as espécies mais preferidas dos predadores, abre-se um caminho para implantar um monitoramento entre a relação peixes, zooplâncton e fitoplâncton já que, o papel desempenhado pelos peixes em um ecossistema aquático pode ser considerado importante por alguns motivos, como: predação do zooplâncton e contribuição à dinâmica dos nutrientes (Gulati, 2001). Contudo, a ligação entre presa e predador é uma relação complexa, pois não há uma relação direta, para cada ambiente.

Segundo Straskaba & Tundisi, (2000), os peixes desempenham um papel importante na biocenose do reservatório, se levado em conta o estudo em relação à qualidade da água. A presença ou a ausência de determinadas espécies, aliada à quantidade de peixes existentes no sistema, ajuda a determinar a composição e a quantidade de nutrientes, de zooplâncton e fitoplâncton presentes nos reservatórios. O efeito do estoque de peixes planctívoros sobre a comunidade zooplanctônica é bastante estudada (Arcifa, *et al.*, 1986 ; Lazzaro, 1987). O efeito dos piscívoros em um sistema apresenta forte relação ao estoque de planctívoros, fazendo com este estoque se reduza drasticamente (Demelo, *et al.*, 1992).

O propósito deste trabalho foi conhecer melhor o efeito de várias variáveis ambientais sobre a dinâmica dos organismos zooplanctônicos e seu efeito sobre a comunidade fitoplactônica, para que possa ser incorporado um plano de manejo visando a conservação da qualidade da água. Dessa forma, conhecendo-se bem, a dinâmica do ambiente aquático como o aumento da herbivoria por parte de algumas espécies zooplanctônicas ali presentes, espécies de fitoplâncton que não são desejáveis no ambiente e, aumentando o estoque de piscívoros, pode-se usar estes mecanismos para a reabilitação dos ambientes eutrofizados.

A manipulação de organismos em qualquer ambiente deve ser sempre executada com extrema cautela, evitando assim alterações desnecessárias do ambiente, investigações em vários níveis tróficos forma realizadas concomitantemente e minuciosamente (Baca & Drenner, 1995) As consequências dessas manipulações para o ambiente foram previamente determinadas através de cinco experimentos em laboratório relatadas a seguir.

Nos resultados do experimento do Capítulo I, foi possível verificar que, na presença de predadores vertebrados, o cladócero *Ceriodaphnia* aumentou a fecundidade, na tentativa de aumentar as densidades e compensar a predação, no entanto, diminuiu o comprimento do seu corpo (Serpe, *et al.*, 2009). Esta é uma estratégia que permite que as populações no ambiente corram menos risco de predação visual, no entanto, verificou-se uma maior mortalidade na água com o caíromônio do peixe, apesar de *Ceriodaphnia* não estar em contato com o predador. Provavelmente, o que pode ter ocorrido é o resultado do esforço reprodutivo, em que a energia era principalmente direcionada para a reprodução. Isto revela que se fosse utilizada a metodologia de biomanipulação, com a diminuição dos peixes planctívoros, o cladócero

aumentaria o comprimento do corpo, tornando-se um filtrador mais eficiente do fitoplâncton, diminuindo assim, a taxa de fecundidade, mas mantendo populações mais densas, o que também se refletiria em maior eficiência como filtrador e controlador do fitoplâncton. No entanto, as interações alimentares num sistema aquático não são lineares, e quando um predador diminui, outro aumenta (Arditi & Ginzburg, 1989). Este fato foi verificado em experimentos de exclusão de peixes em mesocosmos, no reservatório Maranhão, em Portugal, em que quando os peixes foram eliminados da cadeia alimentar, os copépodes ciclopoides aumentaram, sendo predadores invertebrados dos cladóceros (Crispim, 1998). Logo, estes organismos deixaram de ser predados por predadores vertebrados, mas passaram a ser predados, da mesma forma, pelos predadores invertebrados. Sendo assim, em ambientes ricos em predadores invertebrados, como larvas de inseto e copépodes ciclopoides (Oso, *et al.*, 2006), estes organismos predação da mesma forma os cladóceros, evitando que estes aumentem grandemente no ambiente, para se tornarem controladores do fitoplâncton.

No capítulo 2, os resultados permitiram destacar o cladóceros *Moina minuta*, como a espécie que apresentou taxas de herbivoria mais elevadas, independente da quantidade de alimento, superiores inclusive às do copépode calanoida *Notodiaptomus cearensis*. Trabalhos de pesquisa mostram que as taxas de filtração são proporcionais ao tamanho do corpo (Burns, 1969; Brooks & Dodson, 1965), logo seria esperado que copépodes calanoides, maiores que cladóceros, apresentassem uma taxa de herbivoria maior. O experimento realizado também revelou, que a quantidade de alimento disponível, mesmo com a mesma qualidade de algas, interfere nas taxas de herbivoria. Sendo assim, *N. cearensis* foi mais eficiente em menores densidades algais, o inverso sendo verificado para o rotífero *Brachionus urceolaris*. Pensando em manejo ambiental, baseado nos resultados, no sentido de melhorar a qualidade de água, poderíamos propor que *M. minuta* seria uma espécie que deveria aumentar nos ecossistemas, para controlar o crescimento algal. No entanto, em experimentos anteriores (Vieira, 2007) verificou-se que *M. minuta* necessita de maiores densidades algais para apresentar sobrevivência e crescimento populacional. Na verdade, isso verifica-se nos ambientes aquáticos, logo após o pico de densidade desta espécie, ela desaparece do ambiente, provavelmente por falta de alimento em quantidade para manter as suas populações (Crispim, *et al.*, 2003). Assim, mesmo que *M. minuta* seja induzida a permanecer mais tempo no ambiente, quando o alimento diminui, esta entra em diapausa e desaparece/diminui na coluna de

água. Esta espécie é oportunista e apresenta picos de densidade isolados ao longo do ano, nos ecossistemas em que ocorre, surgindo logo após o início das chuvas, quando aumenta a produção primária e permanece algumas semanas desaparecendo da coluna de água e reaparecendo quando o ambiente, no período de estiagem aumenta o estado trófico (Crispim, *et al*, 2003). A *M. minuta* assim que surge no ambiente, já produz efípios, para poder entrar em diapausa, podendo sobreviver nos sedimentos ou agregada a macrófitas, quando o ambiente não se apresenta propício (Crispim, *et al.*, 2003). Sendo assim, o uso de *M.minuta* como remediadora na diminuição da comunidade fitoplanctônica apresenta-se limitado, visto que o seu efeito na água é temporário.

O copépode calanoide apresentou-se mais eficiente como filtrador que o rotífero, mas quando o ambiente se encontra mesotrófico, o mesmo não se alimenta (Capítulo III), logo não poderia ser usado como filtrador controlador do fitoplâncton, parece que esse efeito só se verifica quando o ambiente apresenta menor produtividade. Recentemente a presença de calanoides foi registrada em ambientes muito eutróficos (Eskinazzi-Sant'Anna, *et al.*, 2007), corroborando com os resultados do capítulo III, em que as taxas de herbivoria foram ausentes na situação mesotrófica, mas aumentaram na situação eutrófica. É possível que estes organismos selecionem algum tipo de algas presentes no meio das cianobactérias, e consigam sobreviver. No entanto, nesta situação não são eficientes como controladores do fitoplâncton, porque a maior parte da comunidade algal são cianobactérias, de difícil assimilação e pouco nutritivas (Sterner & Hessen, 1994), e verificou-se neste capítulo, que nesta situação, a taxa de mortalidade de *N. cearensis* também aumentou. No Capítulo V, verificou-se que *N. cearensis* na presença de tilápia diminuiu a taxa de consumo, o que o torna um filtrador menos eficiente. *M. minuta* aumentou a taxa de herbivoria, nesta situação. Essas estratégias distintas permitem entender o que ocorre nos ambientes, *M.minuta* procura compensar a predação, aumentando as taxas de herbivoria, que permitem aumentar a fecundidade e consequentemente, as densidades, para compensar a predação pelo peixe. *N. cearensis*, por outro lado, foi inibido na alimentação provavelmente pelo aumento de densidades algais na presença de água do peixe e esta espécie diminui as taxas de consumo em densidades algais intermediárias (mesotrofia) (Sampaio, 1989). Considerando que não será possível aumentar a espécie que mais filtra (*M.minuta*) ou outros grupos com menores taxas de herbivoria, mas mais eficientes (*N. cearensis*) com a ausência do peixe, porque outros predadores invertebrados, também presas dos peixes

seriam aumentados no ambiente. Considerando também que, em ambientes aquáticos do semi árido nordestino a maioria dos peixes são onívoros, incluindo na dieta o plâncton (Montenegro, 1997), seria inviável a retirada de todas as espécies de peixes omnívoras, predadoras de zooplâncton. Muitos lagos da Europa já foram submetidos à biomanipulação, dentre os processos utilizados estavam a redução de peixes zooplancívoros e bentófagos. O efeito de piscívoros em um ecossistema aquático apresenta forte relação ao estoque de planctívoros, fazendo com este se reduza drasticamente (Mc Quenn, 1989). O domínio de *Daphnia* propiciou melhoras na qualidade hídrica do Lago Vaeng, que apresentou uma melhora considerável em sua luminosidade. Dentre os peixes planctófagos que foram retirados estavam o *Coregonus hoyi*. Estas modificações causaram redução de 50% do volume médio da biomassa do fitoplâncton e uma mudança para diatomáceas maiores, algas verdes e pequenas criptofíceas. No Lago Zuidlaardermeer, da Holanda, houve um estoque de piscívoros com redução parcial de peixes (Langeland *et al.*, 1995). Jeppensen *et al.*, (2000), observou que a retirada do estoque de ciprinídeos (*roach*) através do estoque de piscívoros (*Perca fluviatilis*), ocasionou a diminuição na pressão sobre o zooplâncton, ocasionando uma diminuição nas concentrações de colorofila-*a* e de fitoplâncton, e, conseqüentemente, um aumento na transparência da água e na biomassa de macrófitas aquáticas. Os mesmos benefícios não ocorreram no Lago Peter, localizado no Canadá em que grande parte dos peixes planctófagos foram retirados do lago, mas os piscívoros que escaparam da predação, causaram um declínio no zooplâncton, especialmente *Daphnia pulex*, aumentando a produção primária (Burns, 1995). Na tentativa de melhorar a qualidade da água em um reservatório da região sudeste dos EUA, foi introduzido o piscívoro archigã *Micropterus salmoides*, mas este não surtiu efeito durante todo o estudo. A biomassa de cianobactérias, e a clorofila *a* não diminuiu com a entrada dos piscívoros (Drenner, *et al.*, 1999). A biomanipulação é uma ecotecnologia que oferece informação para posteriormente ser aplicada no controle da poluição (eutrofização) dos ambientes tropicais e temperados, mas, em muitos casos, dependendo do ambiente, o uso desta ferramenta, pode desestabilizar ainda mais a fauna presente, gerando danos ainda maiores (Starling & Lazzaro, 2001).

No Açude Taperoá, há cerca de dois anos, houve a entrada do peixe piscívoro tucunaré, o que trouxe algumas alterações para o ambiente tais como: surgimento de *Daphnia similis* (cladótero de maiores dimensões que *M. minuta* e *C. cornuta*),

aumentode copépodes calanoides, ocorrência de macrófitas submersas, aumento da transparência da água. A melhoria na qualidade de água, por efeito *topdown*, foi visível, mas um estudo mais aprofundado na assembléia de peixes deve ser realizada.

A presença do peixe tucunaré em outros ambientes como o reservatório de Gramame (João Pessoa, PB) levou à diminuição da biodiversidade de peixes no ambiente, assim, a introdução de espécies exóticas também não é aconselhável.

A presença das macrófitas submersas, que surgiram no Açude Taperoá, devem também ter melhorado a qualidade de água, através da absorção de nutrientes diretamente, ou pelo biofilme que se fixa sobre elas, competindo com o fitoplâncton.

A biorremediação, processo na qual se empregam organismos vivos (microrganismos vivos ou plantas geralmente) para recuperarem os ambientes poluídos , tem sido uma solução viável para o manejo ambiental, pois retiram as substâncias quem estejam contaminando os ambientes. O biofilme é alimento direto de peixes, e desta forma as espécies que ocupem esse nicho, poderão ser favorecidas diretamente e pescados pelo homem, sendo retirados os nutrientes da coluna de água. Crispim *et al.* (2009), usando biofilme e a macrófita *Eichornniacrassipes*, verificaram que o biofilme era mais eficiente na remoção de compostos fosfatados que essa planta. Outro experimento em mesocosmos em um tanque de peixes localizado na Universidade Federal da Paraíba, observou-se que a presença de biofilme, fez as concentrações de ortofosfato e de clorofila diminuírem, o que aumentou a transparência da água, Crispim *et al.* (2009).

Isso demonstra a eficiência da comunidade do biofilme em primeiro retirar os nutrientes da água, competindo com o fitoplâncton, e depois reduzir a sua própria produtividade, pela diminuição de disponibilidade de nutrientes liberados pela decomposição do fitoplâncton (Crispim *et al.*, 2009).

O biofilme por ser uma comunidade inteira, não se encaixa em nenhum dos processos utilizados na biomanipulação: *Bottom up* ou *top down*. Apresenta produtores (microalgas) consumidores (asquelmintes, crustáceos, nematódeos, larvas de insetos) e decompositores (bactérias e fungos), (Crispim *et al.*, 2009)), logo a proposta de uso de biofilme teria como principal objetivo, o uso de nutrientes da água, por esta comunidade, diminuindo a sua disponibilidade para o fitoplâncton.

Baseado nos resultados destas pesquisas, verificamos que os ambientes aquáticos são muito complexos e que não existe uma solução única que resolva os

problemas de eutrofização. Dessa forma, outras metodologias menos impactantes que a introdução de espécies exóticas, visto que peixes piscívoros já existem no Açude Taperoá (traíra), devem ser aplicadas, sendo o controle paralelo, pelo biofilme, uma proposta, que poderá ter efeito direto na diminuição de nutrientes da água, direcionando-os para essa comunidade, que pode ser predado pelos peixes, o que beneficiará a pesca local, para além de poder diminuir a densidade fitoplanctônica, com resultados positivos, aumentar a transparência da água.

Desta forma, as hipóteses testadas ao longo da pesquisa, permitiram que a hipótese 1 fosse selecionada como a mais viável, não sendo a biomanipulação via top down a melhor opção para o Açude Taperoá, devendo ser aplicado em um plano de manejo, o controle paralelo pelo aumento do biofilme no ecossistema.

REFERÊNCIAS

- Arcifa, M.S.; Northcote, T.G.; Froelich, O. (1986). Fish-zooplankton interactions and their effects on water quality of a tropical Brazilian reservoir. **Hydrobiologia**, 139: 49-58.
- Arditi, R. Ginzburg, R.L. (1989). Coupling in predator-prey dynamics: Ratio-Dependence. **Journal of Theoretical Biology**, . 139, (3): 311-326.
- Azevedo, S.M.F.O. (1996). Toxic Cyanobacteria and the Caruaru tragedy. In: IV Simpósio da Sociedade Brasileira de Toxicologia, livros de resumos, p. 84.
- Baca, R.M.; Drenner, R.W. (1995). Do the effects of large-mouth bass cascade to the plankton? **Hydrobiologia**, 316:139-151.
- Brooks, J.L.; Dodson, S.I. (1965). Predation, competition, Body Size and Composition of Plankton. **American Association for the Advancement of Science**, 150 (3692): 28-35.
- Burns, C.W. (1995). Impact of copepods and cladocerans of mesotrophic lake. International Association of Theoretical and applied limnology. **26th Congress**, São Paulo, p.451.
- Burns, C.W. (1969). Relation between filtering Rate, Temperature, and Body Size in Four Species of Daphnia, **Limnology and Oceanography**, 14(5): 693-700.
- Carmichael, WW., Azevedo, SMFO., AN, JS., Molica, RJR., Jochimsen, EM., LAU, S., Rinehart, KI., Shaw, GR. and Eaglesham, GK. 2001. Human fatalities from

- cyanobacteria: chemical and biological evidence for cyanotoxins. **Environmental Health Perspectives**, vol. 109, p. 663- 668.
- Crispim, M.C (1998). Estudo do Impacte do Esvaziamento da Albufeira do Maranhão sobre a Comunidade Zooplancônica: Principais relações bióticas que afectam os cladóceros. **Tese de Doutorado**, Universidade de Lisboa. Lisboa, Portugal. 183p.
- Crispim, M.C.; Da Paz, R.J.; Takako, W. (2003). Comparison of different Moina minuta populations dynamics ecloded from resting eggs in a semi-árid region in Brazil. **Brazilian Journal of Ecology**, 2: 33-38.
- Crispim ,M.C. ; Vieira, A.C.B.; Coelho, S.F.M.; Medeiros, A.M.A.(2009). Nutrient uptake efficiency by macrophyte and biofilm: practical strategies for small-scale fish farming. **Acta limnologica brasiliensia**, v.21, n.4, 387-391.
- Demelo, R.; France, R.; McQuenn, R. (1992). Biomanipulation: Hit or mith? **Limonol.Oceanogr.** 37:192-207.
- Drenner, R.W. ; Baca, R.M.; Gilroy, J.S.; Ernst, M.R.; Jensen, D.J.; Marshall, D.H. (1999).Community responses to piscivorous largemouth bass: a biomanipulation experiment. **Lake Reserv. Manage.**
- Eskinazzi-Sant’Anna ; E. Menezes, R.; Costa, I.S.; 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): 410-421.
- Gulati, R.D.(2001). Manipulação das populações de peixes visando a recuperação de Lagos Eutrofizados em Regiões Temperadas. **In: De Bernardi & Giussani, G. 2001. Biomanipulação para o gerenciamento de Lagos e Reservatórios.** 3: 33-51.
- Jeppensen, E.; Jensen, J.P.; Sondergaard, M.; Lauridsen, T.; Landkildehus, F. (2000). Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. **Freshwater Biology.** 45: 201-213.
- Lazzaro, X.(1987). A Review of Planktivorous fishes: their evolutions, feeding behaviorous, selectivities and Impacts. **Hydrobiologia**, 146:97-167.
- Mc Quenn, D.J.; Johannes, M.R.S.; Post, J.R.; Stewart, T.J.; Lean, D.R.S. (1989). Bottom up and Top down impact on Freshwater pelagic community structure. **Ecological Monographs**, 59 (3): 289-309.

- Langeland, A.; Schartau, A.K.L.; Nost, T. (1995). Biomanipulation experiments in three temperate lakes. International Association of Theoretical and applied limnology. **26th Congress**, São Paulo, p. 715.
- Montenegro, A.K.A.; (2007). Bioecologia da Ictiofauna do Açude de Taperoá II. **Dissertação de Mestrado**, Universidade Federal da Paraíba, Programa de Pós Graduação em Ciências Biológicas.
- Oso, J.A.; Ayodele, I.A.; Fagbuaro, O. (2006). Food and Feeding Habits of *Oreochromis niloticus* (L.) and *Sarotherodon galilaeus* (L.) in a Tropical Reservoir. (2006). **World Journal of Zoology**, 1(2): 118-121.
- Samanta, S. Chakraborty, S. Bhattacharya, S. Chattopadhyay. (2011). Fish kairomones, its benefits and detriments: A model base study both from releaser and acceptor perspective. **Ecological complexity**, 8: 258-264.
- Sampaio, E.V. (1989). Composição e abundância de cladóceros em 23 reservatórios do Estado de São Paulo, **Monografia de graduação da Universidade Federal de São Carlos**, 81p.
- Starling, F.R.L.M; Lazzaro, X.T. (2001). Controle da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais por biomanipulação. Estudo de caso: lagoa Paranoá (Brasília, Brasil). In: De Bernardi, R; Giussani, G. **Biomanipulação para o gerenciamento de Lagos e Reservatórios. Diretrizes para o gerenciamento de lagos**. São Carlos, ILEC/IEE. Capítulo 14, 203-221.
- Straskaba, M.; Tundisi, J.G. (2000). Gerenciamento da qualidade da água de rpresas. In: Tundisi, J.G. **Diretrizes para o gerenciamento de lagos**. São Carlos, ILEC/IEE, v.9, 280 p.
- Serpe, F.R.; Larrázabal, M.E.L.; Santos, P. J. P. (2009). Effects of a vertebrate predator (*Poecilia reticulata*) presence on *Ceriodaphnia cornuta* (Cladocera: Crustacea) in laboratory conditions. **Acta limnológica Brasiliensia**, vol 21, n 4, 399-408.
- Sterner, R.W.; Hessen, D.O. (1994). Algal nutrient limitation and the nutrition of Aquatic Herbivores. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 25:1-29.
- Vieira, A.C.B. (2007). Dinâmica da comunidade zooplancônica ao longo de um ciclo hidrológico e a resposta de três espécies de Cladóceros (Crustácea, Phyllopoda) a diferentes graus de trofia no Açude de Taperoá II, semiárido paraibano. **Dissertação de mestrado**, Universidade Federal da Paraíba, 102 pp.

ANEXO

Experimental effects of eutrophization on zooplankton community

Efeitos da eutrofização sobre a comunidade zooplanctônica

Ana Maria Alves de Medeiros¹, Cyntya Eustáquio de Sousa², Maria Cristina Crispim¹
and Ana Karla Araújo Montenegro¹

¹ Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Área de Concentração: Zoologia, Centro de Ciências Exatas e da Natureza (CCEN), Universidade Federal da Paraíba (UFPB). Cidade Universitária, 58059-900, João Pessoa, PB, Brazil

email: ana.maria.bio@gmail.com; ccrispim@hotmail.com; biokarla_21@hotmail.com

² Programa de Iniciação Científica (PIBIC). Centro de Ciências Exatas e da Natureza (CCEN), Universidade Federal da Paraíba (UFPB). Cidade Universitária, 58059-900, João Pessoa, PB, Brazil

email: cyntya_sousa@hotmail.com

Abstract

Aims: The present study evaluated the role that increased nutrient concentrations play on zooplankton community, by employing an experimental laboratory approach.

Methods: Experiments were conducted in the laboratory, where three trophic state conditions were simulated, namely, mesotrophic, eutrophic and hypereutrophic. Each treatment was replicated three times and individuals of *Brachionus urceolaris* (10 individuals), *Hexarthra mira* (5) (Rotifera), *Latonopsis* sp. (10), *Moina minuta* (10) (Cladocera) and *Thermocyclops* sp. (5) (Copepoda) were introduced to each replicate. On the first experiment day, and at 7-day intervals for a 14-day period (totaling three evaluations), all water content was collected from each container and filtered to determine the densities of each zooplankton species. Two-way MANOVA and one-way ANOVA designs were used to determine zooplankton fluctuations spatially (i.e. amongst treatments) and temporally (i.e. throughout the experiment period). Further, Generalized Linear Models (GLMs) were employed to assess how environmental factors affected zooplankton numbers. Phytoplankton composition was also determined in the end of the experiment. **Results:** *B. urceolaris* and copepod nauplii, which are typical of eutrophic environments, showed higher densities on the eutrophic and hypereutrophic treatments. Furthermore, cyanobacteria such as *Aphanothece* sp. and *Merismopedia* sp. were recorded on the eutrophic and hypereutrophic treatments, respectively. **Conclusions:** Similarly to what is frequently observed in the wild, the eutrophic treatment showed higher densities of particular zooplankton species which are known to temporarily benefit from an increase in trophic concentrations. Positive or negative responses from zooplankton dynamics (but also phytoplankton species), provide an important bioindicator framework. Furthermore, results of the present study

outline the need for implementing recovery measures on aquatic environments subject to constant nutrient inputs.

Key words: zooplankton, trophic states, phytoplankton, laboratory experiments

RESUMO

Objetivos: O presente estudo avaliou os efeitos do aumento na concentração de nutrientes sobre a comunidade zooplancônica, através de experimentos laboratoriais.

Métodos: Os experimentos foram realizados em laboratório, onde três estados tróficos foram simulados, a saber, mesotrófico, eutrófico e hipereutrófico. Cada tratamento foi replicado três vezes, e indivíduos de *Brachionus urceolaris* (10 indivíduos), *Hexarthra mira* (5) (Rotífera), *Latonopsis* sp. (10), *Moina minuta* (10) (Cladocera) e *Thermocyclops* sp. (5) (Copepoda) foram introduzidos em cada réplica. Durante o primeiro dia de experimento, e a cada sete dias de intervalo durante 14 dias (totalizando três amostragens), toda a água foi coletada de cada aquário e filtrada, para a determinação das densidades de cada espécie de zooplâncton. MANOVAs duas vias e ANOVAs de uma via foram empregadas para a determinação das variações nas densidades de zooplâncton espacialmente (i.e. entre tratamentos) e temporalmente (i.e. ao longo do período de estudo). Ainda, Modelos Lineares Generalizados (MLGs) foram empregados para avaliar como fatores ambientais influenciaram a densidade do zooplâncton. A composição do fitoplâncton foi determinada no final do experimento.

Resultados: *B. urceolaris* e náuplios de copépodos, típicos de ambientes eutrofizados, apresentaram maiores densidades nos tratamentos eutrófico e hipereutrófico. Ainda, cianobactérias como *Aphanothece* sp. e *Merismopedia* sp. foram registradas nos tratamentos eutrófico e hipereutrófico, respectivamente. **Conclusões:** De maneira similar ao observado na natureza, o tratamento eutrófico apresentou maiores densidades

de espécies do zooplâncton que se beneficiam do aumento na concentração de nutrientes. Respostas positivas ou negativas na dinâmica do zooplâncton fornecem uma ferramenta bioindicadora eficaz. Ainda, os resultados do presente estudo enfatizam a necessidade de implementar medidas reparadoras em ambientes aquáticos sujeitos a entradas constantes de nutrientes.

Palavras-chave: zooplâncton, estados tróficos, fitoplâncton, experimentos em laboratório.

Introduction

Eutrophization of lentic environments (i.e. reservoirs and lakes) is a natural process caused by a gradual increase in the concentration of nutrients, particularly, nitrogen and phosphorous (OECD, 1982; ESTEVES, 1998). Nevertheless, several human activities boost this process, modifying the environment at both landscape and community levels (see KELLY & WHITTON, 1998; FIGUEIRÊDO *et al.*, 2007).

When prompted by human activities, the origins of eutrophization are manifold, including urban, industrial and agricultural runoffs, which have profound effects on the physical, chemical and biological dynamics, and especially, on the trophic structure of the environment (CARPENTER *et al.*, 1985; RIEGMAN, 1995). Therefore, eutrophization is a type of chemical pollution and, since increase in phytoplankton biomass is a direct effect of nutrients concentration, one of the primary effects of eutrophization is the rapid proliferation of algae, as acknowledged from several investigations (ANDERSON, 1989; MARESOVIC & PUCHER-PETKOVIC, 1991; SCHEFFER, 1998; SILVA, 1999; ANDERSON *et al.*, 2002). As a consequence, this rapid phytoplankton growth may alter the overall trophic structure of the environment via trophic cascade interactions (RAVERA, 1980; SEIP, 1991; SCHEFFER, 1998) and,

ultimately, drastically reduce water quality. In fact, a somewhat linear sequence is expected to occur with the rapid input of nitrogen and phosphorous, namely: 1) proliferation of diatoms, chlorophytes and cyanobacteria, 2) increase in the density of planktivores, and 4) decrease of water transparency and 5) dissolved oxygen (ESTEVEZ, 1998; MOSS, 1998).

Several authors investigated the resulting cascade effects of increased nutrients on several environments worldwide (e.g. MARESOVIC & PUCHER-PETKOVIC, 1991; SEIP, 1991; KELLY & WHITTON, 1998; HUSZAR *et al.*, 1998; FORRESTER *et al.*, 1999; CRISPIM *et al.*, 2000; BEZERRA-NETO, 2001; ANDERSON *et al.*, 2002; FIGUEIRÊDO *et al.*, 2007). These studies emphasize the central role played by zooplankton at transferring energy and, thus, linking primary producers to secondary and tertiary consumers. Furthermore, managing phytoplankton growth, particularly cyanobacterial blooms which present health risks for humans and livestock (BEASLEY *et al.*, 1989; AGUIAR & AZEVEDO, 1998), is a central objective in freshwater ecology.

The present study evaluated the effects of increased nutrient concentration (eutrophization) on some species of three major zooplankton groups (Rotifera, Cladocera and Copepoda) via experimental laboratory manipulations from different trophic states.

Material and Methods

Experimental design and lab procedures

The effects of increased nutrient concentrations (eutrophization) on the zooplankton community were experimentally tested under three simulated trophic states (mesotrophic, eutrophic and hypereutrophic).

Water used to conduct the experiments was collected on the Taperoá II reservoir, Taperoá city, Paraíba, Brazil (see Feliciano & Melo, (2003) for detailed area description). Water was filtered through a 0.45 μm GFC membrane, and nutrients (nitrogen and phosphorus compounds) were subsequently added to each treatment. Given the natural mesotrophic conditions of the water collected from the reservoir, nutrients were not added to the mesotrophic treatment.

In field, subsamples of collected water were stored in one-liter-capacity PVC bottles and acclimatized in ice for subsequent determination of initial nutrient concentrations (i.e. total nitrogen and total phosphorus), and also to validate trophic states (Table 1). Nutrient concentrations were determined following the procedures described by RODIER (1975), MACKERETH *et al.* (1978) and CLESCERI *et al.* (1998). Furthermore, the addition of nitrogen and phosphorous as a means to simulate desired trophic conditions was recently tested by Vieira *et al.* (2011) and proved to be an efficient laboratory approach.

Three treatments following a gradient of increased nutrient concentrations were prepared for the experiments, namely: mesotrophic (T1), eutrophic (T2) and hypereutrophic (T3). Each treatment was prepared on 300-ml-capacity PVC container and replicated three times. On each replicate, a total of 40 zooplankton individuals from five species were introduced at the following proportions: Rotifera (*Brachionus urceolaris* Müller, 1773: 10 individuals; *Hexarthra mira* (Hudson, 1871): 5 individuals), Cladocera (*Latonopsis* sp.: 10 individuals; *Moina minuta* Hansen, 1899: 10 individuals) and Copepoda (*Thermocyclops* sp.: 5 individuals). Species identification followed KOSTE (1978) and STEMBERG (1979) for Rotifera, ELMOOR-LOUREIRO (1997) for Cladocera, and ROCHA & MATSUMURA-TUNDISI (1976), REID (1985), SILVA (2003) and SILVA & MATSUMURA-TUNDISI (2005) for Copepoda.

Treatments were maintained under controlled photoperiod (12L (light): 12D (dark)), and constant humidity and temperature (28°C) within a culture chamber during the study period (i.e. 14 days). Microalgae collected on the reservoir and cultivated in the laboratory were used to feed the zooplankton. On each treatment, zooplankton cultures were fed with microalgae at concentrations of $6.416 \times 10^3 \text{ ind.ml}^{-1}$ at three-day intervals. In the beginning of the experiment and at four-day intervals, a 1 ml subsample was collected from each replicate to determine food concentration (algal density) as a means of estimating the necessary amount of food to be subsequently added and, thus, maintaining samples with constant food concentrations. In the beginning of the experiment, microalgae were observed at the following proportions on all treatments: *Scenedesmus acuminatus* (Lagerheim) (22.7% relative abundance), *Scenedesmus bijugatus* Kützing (38.5%), *Chorella* sp. (9.2%), unidentified algae (7.4%), *Aphanothece* sp. (15%), and *Chroococcus* sp (7.2%). Algal densities were determined by counting individuals on a Fuchs Rosenthal counting chamber under proper magnification. Identification followed Streble & Krauter (1987), Silva (1999) and Bicudo & Menezes (2006). During three intervals (days 1, 7 and 14) each replicate was entirely filtered and densities of each zooplankton species determined. On the first day, individuals of all species were introduced to each container. Densities of each zooplankton species were determined on the 7th and 14th days.

Data analysis

The effects of eutrophization on zooplankton community were evaluated by comparing zooplankton abundance among days and among treatments. Normality and homogeneity of the data were tested using Shapiro-Wilk's and Levene's tests, respectively, and, when necessary, data was $\log_{x+1}$ -transformed. A two-way MANOVA

design was employed to test the effects of trophic states (mesotrophic, eutrophic and hypereutrophic), sampling days (1st, 7th and 14th days) and their interaction terms on zooplankton density with data from all species pooled together. Also, univariate ANOVAs were conducted to test the abundance of each species individually amongst trophic states and sampling days. On both procedures, Tukey's HSD was used to assess post-hoc differences when significant p levels were detected.

To determine the contribution of environmental factors to the observed variance in zooplankton abundance, Generalized Linear Models (GLMs) were conducted. Abundances of zooplankton species were tested as dependent variables, whereas pH, water temperature and electric conductivity were tested as continuous independent variable and nutrient concentration was tested as categorical independent variable following concentration levels employed on the experimental treatments (mesotrophic, eutrophic and hypereutrophic).

Results

Density of *B. urceolaris* decreased on the 7th experiment day on all treatments and persisted declining on the mesotrophic treatment. However, on the eutrophic and hypereutrophic treatments, density of this species increased after the 7th day (Figure 1a). Nonetheless, no significant differences in the density of this species were detected among treatments and among sampling days (Table 2).

Density of *H. mira* decreased on the 7th experiment day on the hypereutrophic treatment and subsequently increased. On the other hand, the density of this species increased on the 7th day and subsequently decreased on the mesotrophic treatment (Figure 1b). Statistical analyses revealed significant differences among sampling days

and for the interaction term between treatments and sampling days, but not amongst treatments alone (Table 2).

The cladoceran *Latonopsis* sp. showed a somewhat low variation in density on all treatments, but a slightly higher density was observed on the eutrophic treatment (Figure 1c), albeit statistical analyses did not reveal significant differences (Table 2).

Density of *M. minuta* varied significantly among treatments and among sampling days (Figure 1d; Table 2). *M. minuta* showed a higher density on the 7th experiment day on the mesotrophic treatment, whereas higher density was observed on the 14th day on the eutrophic treatment.

Density of the copepod *Thermocyclops* sp. initially decreased on all treatments, but subsequently increased on the eutrophic and hypereutrophic treatments (Figure 1e). On the mesotrophic treatment, density of *Thermocyclops* sp. decreased throughout the study period. Nonetheless, no significant differences were observed among treatments (Table 2).

A somewhat high density of nauplii was observed on the hypereutrophic treatment, particularly on the 14th day, when compared to the other treatments (Figure 1f). Furthermore, the mesotrophic treatment, with low densities of adults and copepodites, showed higher nauplii density than the eutrophic treatment. Albeit to a smaller extent, a similar tradeoff between adults and nauplii was also observed on the hypereutrophic treatment. Statistical analyses revealed significant differences throughout the study period and among treatments regarding nauplii density (Table 2).

The hypereutrophic treatment showed lowest pH values, but in general, pH values were always alkaline, and tended to increase throughout the study period (Figure 2).

With data from all species pooled together, the two-way MANOVA procedure revealed significant differences among sampling days and among treatments. Also, the interaction between these two factors was significant, suggesting that the observed variation in trophic concentrations were related to temporal variations (Table 3).

Results of univariate ANOVAs are shown in Table 2. Density of *Latonopsis* sp. varied only among sampling days. Density of both *H. mira* and *Thermocyclops* sp. varied significantly among sampling days and for the interaction term between treatment and sampling days, but not for treatments. Further, density of *Latonopsis* sp. varied significantly only among sampling days (Table 2).

Results of Generalized Linear Models suggest that pH and trophic states were major determinants of zooplankton concentrations (Table 4).

Analysis of the relative abundances of algae species in the end of the experiment revealed the following patterns: mesotrophic treatment (*Scenedesmus acuminatus*: 64%; *Scenedesmus bijugatus*: 20%; *Chorella* sp.: 10.2% and an unidentified algae: 5.8%); eutrophic treatment (*Aphanotece* sp.: 42.2%; *Chrococus* sp.: 28.6%; *Scenedesmus* sp.: 15.2% and *Chlorella* sp.: 14%) and hypereutrophic treatment (*S. bijugatus*: 41%; *Chlorella* sp.: 22%; *Merismopedia* sp.: 10% and an unidentified algae: 27%).

Discussion

The significant decrease in the density of *B. urceolaris* throughout the study is likely to be an effect of their negative acclimation to the culture mediums. It is well known that zooplankton species may not always ideally cope with laboratory conditions, given stress-induced factors interfering with reproductive rates and, thus, density growth (SARMA & NANDINI, 2001). As in the present investigation, several studies also found positive correlations between *Brachionus* species and eutrophic

conditions (GANNON & STEMBERGER, 1978; SLADÉCK, 1983; BLANCHER, 1984; BERZINS & PEJLER, 1989; MATSUMURA TUNDISI *et al.*, 1990; PONTIN & LANGLEY, 1993; TORRES OROZCO & ZANATT, 1998).

Furthermore, results of the present study suggest that Rotifers are typical of nutrient-rich environments, as previously acknowledged on a tropical semiarid reservoir (VIEIRA *et al.*, 2009).

The observed distribution patterns of the cladoceran *Latonopsis* sp. may be attributed to its micoplanktonic habits, therefore closely associating to substrates where it feeds on particulate organic matter (LANSAC-TÔHA, *et al.*, 2004). Given that the culture mediums favored algal and organic matter deposition, this species may have been positively influenced by these processes. Nonetheless, the eutrophic treatment showed higher density concentrations than did the other treatments.

Peak densities of *M. minuta* observed on the mesotrophic treatment (i.e. 60 ind.L⁻¹) may have been responsible for the small densities observed on the other treatments. Since population growth is constrained by the physical space available on each culture medium this observed decrease may be easily justified (VIEIRA, *et al.*, 2011).

As with other cyclopoids, *Thermocyclops* are most abundant in nutrient-rich environments and results of the present study are consistent with those observed at semi-arid reservoirs (e.g. LEITÃO *et al.*, 2006). Cyclopoids actively feed on rotifers (RAO & KUMAR, 2002), and their increase is likely to be an effect of higher rotifer densities observed on the eutrophic and hypereutrophic treatments. Density of nauplii also increased on nutrient-rich samples. The effect of high nutrient concentration increasing the density of cyclopoids is well known (SILVA, *et al.*, 2009). Our results suggest that nauplii growth, a consequence of cyclopoid reproduction, reduced on

samples with high adult population densities, particularly on the eutrophic treatment. Therefore, the experiment supports what is observed in the field, in which cyclopoids initially benefit from an increase in trophic concentration, as revealed by the rapid increase in nauplii density, and, subsequently, the high population density constrains an ongoing reproduction (BLANCHER, 1984; MATSUMURA TUNDISI *et al.*, 1990; TORRES OROSCO & ZANATT, 1998). These observations suggest that longer experimental periods would result in a shift from a high nauplii concentration to a high adult concentration.

The increase in pH levels on the three treatments may have been due to the increased photosynthetic activities of algae consuming carbon dioxide and influencing pH levels (ESTEVEZ, 1998).

Comparison of algae composition between the beginning and the end of the experiment reveals community-level modifications. For example, containers subject to higher trophic levels showed higher abundance of cyanobacteria. Individuals of *Aphanotece* sp. dominated, and on the hypereutrophic treatment, *Merismopedia* sp. showed a somewhat high abundance (i.e. 10% of total abundance), albeit it was not detected in the beginning of the study. Therefore, algal density played an important role, affecting (positively or negatively) different zooplankton species.

Furthermore, zooplankton species which are positively influenced by eutrophization, are ecologically valuable at indicating pollution (AVILA *et al.* 2009). Given that, nutrients play a direct role on primary production and algal density, affecting zooplankton via trophic cascades, it is possible to predict zooplankton numbers, and to a certain extent, overall zooplankton composition, from samples with different nutrient concentrations (HORPPILA, 1998). Our experiment highlights these

well-documented patterns in aquatic ecology using experimental manipulation approaches conducted under controlled laboratory simulations.

ACKNOWLEDGMENTS

We are grateful to Dr. Paulo R. Medeiros for reviewing the manuscript, MSc. Maria Marcolina for laboratory assistance and to CNPq, CAPES and PELD for providing financial support.

REFERENCES

- AGUIAR, DG.; AZEVEDO, SMFO. 1998. Effect of different nutrient concentrations on growth and hepatotoxin production by *Microcystis aeruginosa* (Cyanobacteria). *Verh. Internat. Verein Limnologie*, vol. 26, p. 1637-1658.
- ANDERSON, D.M. 1989. Toxic algal blooms and red tides: a global perspective. In *Red Tides: Biology, Environmental Science, and Toxicology*. Elsevier. New York, p.11-16.
- ANDERSON, DM.; GILBERT, PM.; BURKHOLDER, JM. 2002. Harmful algal blooms and eutrophication: nutrient sources, composition, and consequences. *Estuaries*, vol. 25 p. 704-726.
- American Public Standard Health Association - APHA 1995. *Standard methods for the examination of water and waste water*. Washington: APHA
- AVILA, TR.; PEDROSO, CS.; BERSANO, JGF. 2009. Temporal variation of the zooplankton from Tramandaí Beach, RS, southern Brazil, with emphasis on Copepoda. *Iheringia, Série Zoologia*. Porto Alegre, vol. 99, no.1.

- BEASLEY, VR.; COOK, WO.; DAHLEM, AM.; HOOSER, SB.; LOVELL, RA.; VALENTINE, WM. 1989. Intoxication in livestock and water fowl. *Veterinary Clinics of North America: Food Animal Practice*, vol. 5, p. 345-361.
- BLANCHER, EC. 1984. Zooplankton trophic relationships in some north and central Florida lakes. *Hydrobiologia*, vol.109, p. 251-263.
- BERZINS, B. & PEJLER, B. Rotifer occurrence and trophic degree. 1989. *Hydrobiologia* vol.182, p.171-180.
- BEZERRA-NETO, JF. 2001. A influência da larva de *Chaoborus* (Insecta: Diptera) na distribuição espacial da comunidade zooplanctônica na Lagoa do Nado, Belo Horizonte-MG. *Dissertação de Mestrado*, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG.
- BICUDO, CEM.; MENEZES, M. 2006. *Gênero de algas de águas continentais do Brasil - Chave para identificação e descrição*. 2ª ed. Rima, São Carlos, SP.
- CARPENTER, SR.; KITCHELL, JE.; HODGSON, JR. 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity. *Bioscience*, vol. 35, p. 634-639.
- CLESCERI, L.S.; GREENGERG, A.G.; EATON, A.D. 1998. *Standard Methods of the Examination of Water and Wastewater*. Washington: American Public Health Association (APHA). American Water Works Association (AWWA), Water Environmental Federation (WEF). 20ª ed.
- CRISPIM, M.C.; LEITE, R.L.; WATANABE, T. 2000. Evolução do estado trófico em açudes temporários no Nordeste semi-árido, durante um ciclo hidrológico, com ênfase na comunidade zooplanctônica. *Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros*. Vitória, Espírito Santo, vol. 3, p. 431-441.
- ELMOOR-LOUREIRO, LMA 1997. *Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil*. Brasília: Universa, Brasília, 156p.

- ESTEVES, FA. 1998. *Fundamentos de Limnologia*. 2ª ed., Interciência, Rio de Janeiro, RJ.
- FELICIANO, MLM. & MELO, RB. 2003. *Atlas do estado da Paraíba: informação para gestão do patrimônio natural*. João Pessoa: SEPLAN/IDEME, 58 p.
- FIGUEIRÊDO, MCB.; TEIXEIRA, AS.; ARAÚJO, LFP.; ROSA, M F.; PAULINO, W. D.; MOTA, S.; ARAÚJO, JC. 2007. Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, vol.12, p. 399-409.
- GANNON, JE. & STEMBERGER, RS. 1978. Zooplankton (Especially Crustaceans and Rotifers) as Indicators of water Quality. *Trans. Amer. Micros. Soc.*, vol. 97, no 1, p. 16-35.
- HORPPILA, J. 1998. Top-down or bottom-up effects by fish: issues of concern in biomanipulation of lakes. *Restoration Ecology*, vol. 6, p.20-28.
- HUSZAR, VLM.; SILVA, LHS.; DOMINGOS, P.; MARINHO, M.; MELO, S. 1998. Phytoplankton species composition is more sensitive than OECD criteria to the trophic status of three Brazilian tropical lakes. *Hydrobiologia*, vol.369-370, p.59-71.
- KELLY, M G.; WHITTON, BA. 1998. Biological monitoring of eutrophication in rivers. *Hydrobiologia*, vol. 384, p. 55-67.
- KOSTE, W. 1978. *Rotatoria*. Berlin: Gebruder Borntraeger. 673p.
- LANSAC-TÔHA, FA., VELHO, LFM. and BONECKER, CC. 2004. Composition, species richness and abundance of the zooplankton community. In THOMAZ, SM., AGOSTINHO, AA. (Eds.). *The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Leiden: Backhuys Publishers. p. 145-190.

LEITÃO, AC.; FREIRE, RHF.ROCHA, O.; SANTAELLA, ST.2006. Zooplankton community composition and abundance in two Brazilian semiarid reservoirs. *Acta Limnologia Brasiliensia*, vol.18, no.4, p. 451-468.

MACKERETH, FJH.; HERON,J.; TALLING, J.F. 1978.Water analysis: some revised methods for limnologists. *Freshwater Biological Association Scientific Publication*, vol. 3 no. 36, p. 1-121.

MARESOVIC, I.; PUCHER-PETKOVIC, T.; 1991. Eutrophication impact on the species composition in a natural phytoplankton community. *Acta Adriatica*, vol. 32, p. 719-730.

MATSUMURA-TUNDISI, T.; NEUMANN-LEITÃO, S.; AGUENA, LS.; MIYAHARA, J. 1990. Eutrofização da represa de Barra Bonita: estrutura e organização da comunidade de Rotifera. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 50 no. 4, p. 923-935.

MOSS, B. 1998. *Shallow Lakes, biomanipulation and eutrophication*. SCOPE (Scientific Committee on Phosphates in Europe), Newsletter, CEFIC (European Chemical Industry Council). Bruxelas, Bélgica, 44 p.

OECD 1982. Eutrophication of waters - monitoring, assessment and control.OECD, Paris.

PONTIN, R. M. & LANGLEY, J. M. 1993. The use of rotifer communities to provide a preliminary national classification of small water bodies in England. *Hydrobiologia* vol. 255/256, p. 411-419.

RAO, TR.; KUMAR, R. 2002. Patterns of prey selectivity in the cyclopoid copepod *Mesocyclops thermocyclopoids*. *Aquatic Ecology*, vol. 36, no. 3, p. 411-424.

RAVERA, O. 1980. Effects of eutrophication on zooplankton. *Progress in Water Technology*, vol.13, p. 141-159.

- REID, J W. 1985. Chave de identificação e lista de referências bibliográficas para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da ordem Cyclopoida (Crustacea: Copepoda). *Boletim de Zoologia da Universidade de São Paulo*, vol. 9, p. 17-43.
- ROCHA, O.; MATSUMURA-TUNDISI, T.1976. *Atlas do zooplâncton (Represa do Broa, São Carlos)*. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos, 68 p.
- RODIER, JL.1975. *Analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux residuais, eaux de mer*. Paris: *Dunod*.
- RIEGMAN, R. 1995. Nutrient-related selection mechanisms in marine phytoplankton communities and the impact of eutrophication on the planktonic food web. *Water Science and Technology*, vol. 32, p.63-75.
- SARMA, SSS; NANDINI, S. 2001. Life Table demography and population growth of *Brachionus variabilis* Hempel, 1896 in relation to *Chlorella vulgaris* densities. *Hydrobiologia*, vol. 446/447: p. 75-83.
- SCHEFFER, M. 1998. *Ecology of Shallow Lakes*. Chapman & Hall, Inglaterra, 357p.
- SEIP, K. L. 1991. Phosphorus and nitrogen limitation of algal biomass across trophic gradients. *Aquatic Sciences, Research Across Boundaries*, vol. 56, p. 1015-1621.
- SILVA, WM., 2003. *Diversidade dos Cyclopoida (Copepoda, Crustacea) de água doce do estado de São Paulo: taxonomia, ecologia e genética*. Universidade Federal de São Carlos, 154 p. [Tese de Doutorado].
- SILVA, LHS. 1999. Fitoplâncton de um reservatório eutrófico (lago Monte Alegre), Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 59, p. 281-303
- SILVA, AMA.; BARBOSA, JEL.; MEDEIROS, PR.; ROCHA, RM.; LUCENA-FILHO, MA.; SILVA, DF. 2009. Zooplankton (Cladocera and Rotifera) variations along a horizontal salinity gradient and during two seasons (dry and rainy) in a tropical

inverse estuary (Northeast Brazil). *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, vol. 4, p.226-237.

SILVA, WM.; MATSUMURA-TUNDISI, T. 2005. Taxonomy, ecology and geographical distribution of the genus *Thermocyclops* Kiefer, 1927 (Copepoda, Cyclopoida) in São Paulo State, Brazil, with description of a new species. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 65 no.3, p. 521-531.

SLÁDECK, V. 1983. Rotifers as indicators of water quality. *Hydrobiologia*, vol. 100, p.169-201.

STEMBERG, R. 1979. *A guide to Rotifers*. Cincinnati: Environmental Monitoring and Support Laboratory.

STREBLE H.; KRAUTER, D. 1987. *Atlas de los organismos de agua doce. La vida en una gota de agua*. Omega, Barcelona, 357p.

TORRES-OROZCO. RE.; ZANATT, S.A. 1998. Species composition, abundance and distribution of zooplankton in a tropical eutrophic lake: Lake Catemaco, México. *Rev. Biol. Trop.* Vol. 46 no. 2, p. 285-296.

VIEIRA, ACB., RIBEIRO, LL., SANTOS, DPN. and CRISPIM, MC. 2009. Correlation between the zooplanktonic community and environmental variables in a reservoir from the Northeastern semi-arid. *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 21, p. 349-358.

VIEIRA, ACB.; MEDEIROS, AMA.; RIBEIRO, LL.; CRISPIM, MC. 2011. Populations dynamics of *Moina minuta* Hansen (1899), *Ceriodaphnia cornuta* Sars (1886), and *Diaphanosoma Spinulosum* Herbst (1967) (Crustacea: Branchiopoda) in different nutrients (N and P) concentration ranges. *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 23, no. 1, p.1-9.

TABLES

Table 1 Initial concentration levels of nitrogen and phosphate employed on experimental treatments simulating three trophic state conditions

Experimental treatments	Compounds			
	Ammonia	Nitrite	Nitrate	Phosphate
Mesotrophic	105,3	20,2	363,6	108,5
Eutrophic	620,8	70,5	644,7	457,1
Hypereutrophic	2337,1	113,2	2923,9	479,1

Table 2 Results of one-way ANOVAs testing the effects of treatments (mesotrophic, eutrophic and hypereutrophic), experiment days (days 1, 7 and 14) and their interaction term on the density of zooplankton.

Zooplankton	ANOVA results			
	Effect	F	df	p
<i>Moina minuta</i>	Treatments (T)	19.82	2	< 0.001
	Days (D)	18.22	2	< 0.001
	T x D	15.89	4	< 0.001
	Residual		17	
<i>Latonopsis</i> sp.	Treatments (T)	2.27	2	ns
	Days (D)	32.57	2	< 0.001
	T x D	0.71	4	ns
	Residual		17	
<i>Brachionus urceolaris</i>	Treatments (T)	11.92	2	< 0.001
	Days (D)	12.37	2	< 0.001
	T x D	13.33	4	< 0.001
	Residual		17	
<i>Thermocyclops</i> sp.	Treatments (T)	3.57	2	ns
	Days (D)	12.43	2	< 0.001
	T x D	4.57	4	< 0.05
	Residual		17	
<i>Hexarthra mira</i>	Treatments (T)	2.8	2	ns

	Days (D)	5.31	2	< 0.05
	T x D	10.73	4	< 0.001
	Residual		17	
Náuplio	Treatments (T)	18.93	2	< 0.001
	Days (D)	139.04	2	< 0.001
	T x D	9.90	4	< 0.001
	Residual		17	

ns: non-significant

Table 3 Results of factorial MANOVA testing the effects of treatments (mesotrophic, eutrophic and hypereutrophic), experiment days (days 1, 7 and 14) and their interaction term on the density of zooplankton species (*Moina minuta*, *Latonopsis* sp., *Brachionus urceolaris*, *Hexarthra mira* and *Thermocyclops* sp.) and nauplii pooled together.

Effect	Wilk's lambda	F	df	<i>p</i>
Treatments (T)	0.03	10,58	12	< 0.001
Days (D)	0.01	36.99	12	< 0.001
T x D	0.01	5.18	24	< 0.001

Table 4 Results of Generalized Linear Models (GLMs) testing the effects of pH and trophic states on the total density of five zooplankton taxa (*Moina minuta*, *Latonopsis* sp., *Brachionus urceolaris*, *Hexarthra mira* and *Thermocyclops* sp.) pooled together.

Predictors	GLM Results			
	Wilk's lambda	F	df	<i>p</i>
pH	0.69	1.43	1	<i>ns</i>
Trophic states	0.23	3.44	2	< 0,01

ns: non-significant

FIGURES

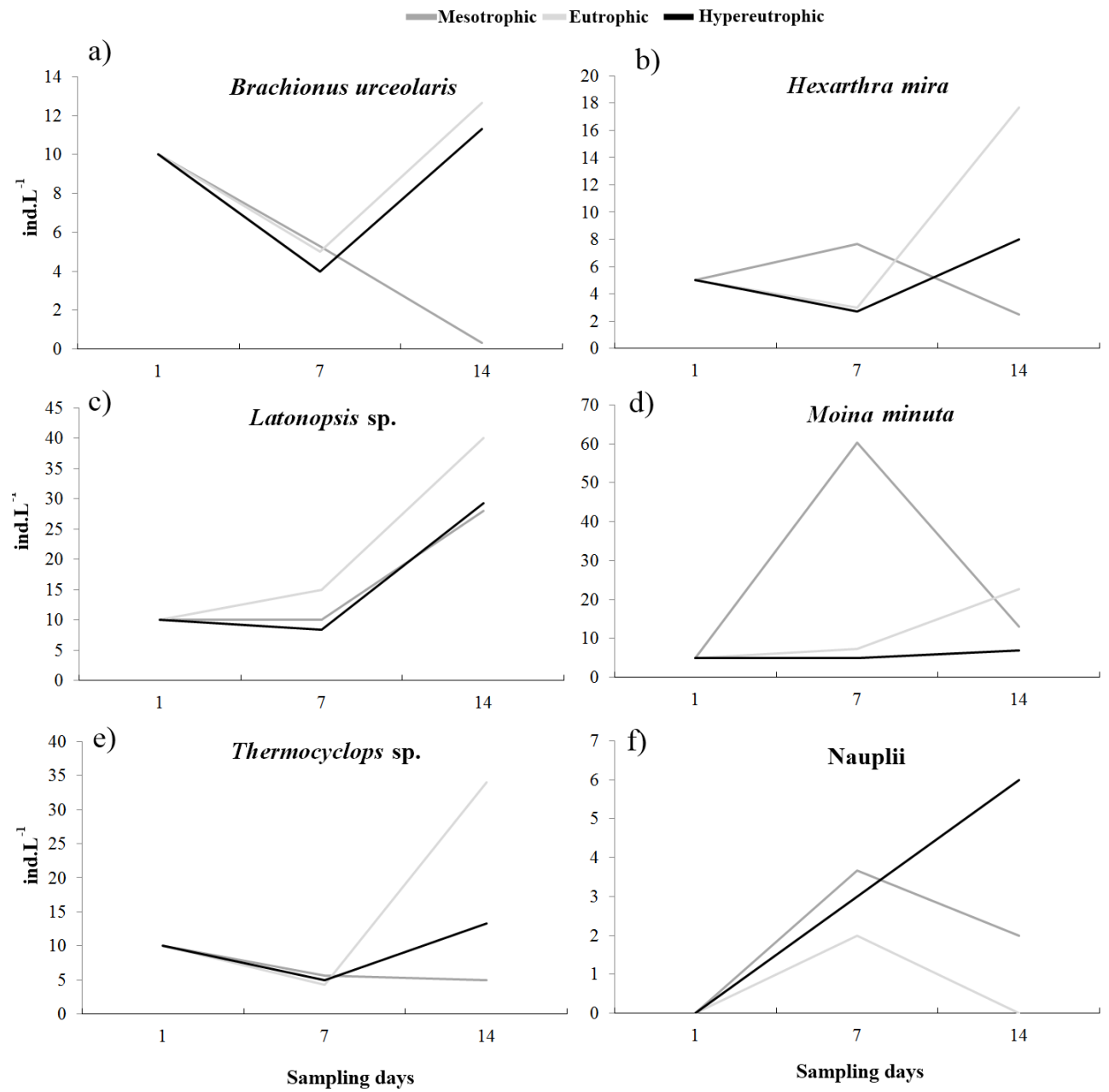


Figure 1 Temporal variations in the densities of *Brachionus urceolaris* (a), *Hexarthra mira* (b), *Latonopsis sp.* (c), *Moina minuta* (d), *Thermocyclops sp.* (e) and nauplii (f) on three experimentally simulated trophic conditions (mesotrophic, eutrophic and hypereutrophic).

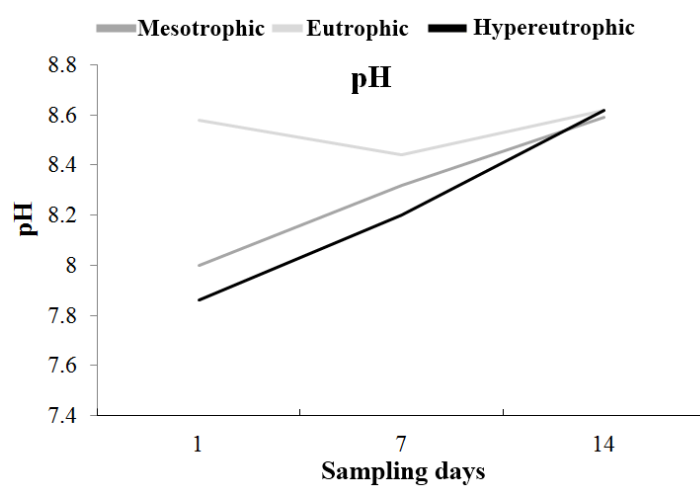


Figure 2 Temporal variations of pH on three experimentally simulated trophic conditions (mesotrophic, eutrophic and hypereutrophic).