



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS**

**RELAÇÃO ECOLÓGICA ENTRE AS COMUNIDADES FITOPLANCTÔNICA
E ZOOPLANCTÔNICA EM RESERVATÓRIO EUTROFIZADO DURANTE
PERÍODO DE PLUVIOSIDADE ATÍPICA**

FABIANA RODRIGUES DE ARRUDA CÂMARA

**SÃO CARLOS, SP
2011**

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

**RELAÇÃO ECOLÓGICA ENTRE AS COMUNIDADES FITOPLANCTÔNICA
E ZOOPLANCTÔNICA EM RESERVATÓRIO EUTROFIZADO DURANTE
PERÍODO DE PLUVIOSIDADE ATÍPICA**

FABIANA RODRIGUES DE ARRUDA CÂMARA

Tese de doutorado apresentada ao programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências. Área de concentração: Ecologia e Recursos Naturais.

SÃO CARLOS, SP
2011

**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da
Biblioteca Comunitária/UFSCar**

C172re

Câmara, Fabiana Rodrigues de Arruda.

Relação ecológica entre as comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica em reservatório eutrofizado durante período de pluviosidade atípica / Fabiana Rodrigues de Arruda Câmara. -- São Carlos : UFSCar, 2011.
115 f.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal de São Carlos, 2011.

1. Ecologia de comunidades. 2. Fitoplâncton. 3. Zooplâncton. 4. Água - qualidade. 5. La Niña (corrente oceânica). I. Título.

CDD: 574.5247 (20^a)

Fabiana Rodrigues de Arruda Câmara

**RELAÇÃO ECOLÓGICA ENTRE AS COMUNIDADES FITOPLANCTÔNICA
E ZOOPLANCTÔNICA EM RESERVATÓRIO EUTROFIZADO DURANTE
PERÍODO DE PLUVIOSIDADE ATÍPICA**

Tese apresentada à Universidade Federal de São Carlos, como parte dos
requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências.

Aprovada em 28 de fevereiro de 2011

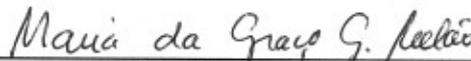
BANCA EXAMINADORA

Presidente



Prof. Dr. Naithirithi T. Chellappa
(Orientador)

1º Examinador



Profa. Dra. Maria da Graça Gama Melão
PPGERN/UFSCar

2º Examinador



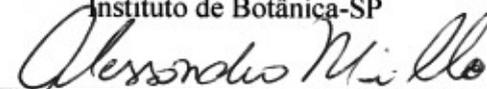
Profa. Dra. Ana Teresa Lombardi
PPGERN/UFSCar

3º Examinador



Prof. Dr. Carlos Eduardo de Mattos Bicudo
Instituto de Botânica-SP

4º Examinador



Prof. Dr. Alessandro Minillo
UFGD/Dourados-MS

Dedico esta Tese

*Ao Prof. Dr. Naithirithi T. Chellappa pelos seus 34
anos de dedicação à Limnologia no Rio Grande do Norte e
disponibilidade em oferecer o melhor aos seus orientandos.*

O Rio e o Oceano

Diz-se que, mesmo antes de um Rio cair no Oceano, ele olha para trás, para toda a jornada, os cumes, a montanha, o longo caminho sinuoso através das florestas, através dos povoados, e vê em sua frente um oceano tão vasto que entrar nele, nada mais é que desaparecer para sempre. Mas não há outra maneira, o rio não pode voltar. Pode-se apenas ir em frente, o rio precisa se arriscar e entrar no oceano, e somente quando ele entra no oceano, o medo desaparece, pois ele saberá então, que não se trata de desaparecer no oceano, mas de tornar-se o Oceano. Por um lado é desaparecimento e por outro é renascimento.

Autor desconhecido

AGRADECIMENTOS

Acima de tudo e todos a Deus pelo Seu imensurável amor e Jesus Cristo, meu REFERENCIAL DE VIDA, por me permitir sentir Sua gloriosa presença, paz, alegria, ajuda incansável, consolo e força. Tudo o que tenho e tudo o que sou vem do Senhor, DEUS É FIEL!

A Universidade Federal de São Carlos pela oportunidade de realizar este curso junto ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais (PPGERN).

A Universidade Federal do Rio Grande do Norte, junto ao Departamento de Oceanografia e Limnologia pela infra-estrutura disponibilizada para execução desta pesquisa.

Ao CNPq pelo apoio financeiro concedido.

Ao Prof. Dr. Naithirithi T. Chellappa por sempre ter acreditado em mim e por ter sido fundamental em meu crescimento profissional com seus valiosos ensinamentos acadêmicos, durante estes últimos seis anos da minha vida. Grande amigo, Grande mestre, um Professor que contribuiu sobremaneira no crescimento de muitos e por quem serei eternamente grata.

A Profa. Dra. Odete Rocha por quem tenho grande admiração. Pela oportunidade de realização deste doutorado, pela ajuda, idéias, atenção, acolhimento em seu laboratório para análises do zooplâncton e exemplo incomparável de profissional que ama o que faz.

A Profa. Dra. Sathyabama Chellappa pela amizade que ainda se estenderá por muitos anos, pelo seu exemplo de vida profissional, paciência, organização, compreensão e conselhos durante a realização desse trabalho. Muito obrigada por tudo!

Ao Prof. Dr. José Roberto Verani pela oportunidade em realizar este curso na qualidade de Coordenador do PPGERN em 2007 e por suas valiosas correções na banca de qualificação.

Aos Professores Dra. Graça Melão e Dr. Alessandro Minillo pelas sugestões para a melhoria do artigo apresentado no exame de qualificação.

Ao Prof. Dr. Guilherme Fulgêncio pela infra-estrutura disponibilizada no Laboratório de Ecotoxicologia (ECOTOX-DOL), para realização dos ensaios experimentais. E a todos os seus orientados: Jaíza, Paula e Synara, pela ajuda sempre que foi necessário.

Ao amor, compreensão e cuidado diário da minha mãe e minha Tia.

A presença na minha vida da minha sobrinha Lara e meus irmãos: Matheus, Binho, Fabrício, Filipinho, Ana Flávia e Flaviano que são um dos grandes motivos de alegria proporcionada por Deus em minha vida.

A todos em minha família pela compreensão nos muitos momentos de ausência e ajuda fundamental em meu crescimento pessoal e profissional.

Especialmente, a Nóia por todo incentivo e preocupação com minha formação pessoal e profissional desde sempre.

A Mirza Medeiros pela ajuda em todos os sentidos, por acreditar e se importar comigo.

A Alberto Serejo pela atenção sempre disponibilizada, momentos de conversas, descontração, por acompanhar e principalmente se alegrar com as minhas pequenas e grandes conquistas.

A Leila, Emily, Talita, Karen e todos os que fazem ou fizeram parte do LABIMI durante a execução deste trabalho, ajudando nas coletas e análises. Por todas as grandes e pequenas atitudes, perdões, palavras e incentivos que tanto importam durante a construção de qualquer vínculo sincero.

A Elizete, Andréa, Eudriano, Wallace, Sabrina, Nirley e todos que compõem o Laboratório de Ictiologia (LABICTIS) pelas conversas e momentos de descontração.

Ao amigo Sérgio Ricardo, pela disponibilidade e leitura crítica dos artigos.

A Liliane Gurgel pela construção de uma amizade indestrutível e Matheus porque você existe, pra sempre o Príncipe mais lindo!

A Renata, Natalia, Lidiane, Laira e Manu pela atenção durante minha permanência em São Carlos e ajuda na identificação do zooplâncton no Laboratório de Ecotoxicologia (UFSCar).

A aMari, Fer, Taci e Sil pelo quarto improvisado e por me aceitarem com tanta atenção e amizade como integrante temporária na “República Normais”, em São Carlos.

A Luanda Lainni, Clara Gurgel e Adriele Noronha pela amizade verdadeira e por estarem sempre ao meu lado.

Ao pescador Beleléu pela disponibilidade sempre que necessário e ajuda ímpar durante as coletas no reservatório Armando Ribeiro Gonçalves.

A todos os funcionários que compõem o Departamento de Oceanografia e Limnologia/UFRN, especialmente ao Sr. Antônio e Luiza pelos serviços prestados e ao motorista Sr. Everaldo.

A todos que direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho.

RESUMO

O estudo envolvendo a comunidade planctônica fornece um melhor entendimento das relações tróficas através de suas respostas em relação às variáveis ambientais dos ecossistemas continentais. Estas respostas incluem a organização na estrutura e composição das espécies tanto em escala espacial quanto temporal e são de suma importância no Nordeste do Brasil onde há escassez de água e os reservatórios são a principal fonte de abastecimento de água potável. Esta tese examina alguns aspectos referentes à relação ecológica entre as comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica em um reservatório eutrofizados do Rio Grande do Norte. O estudo foi conduzido durante um período afetado pelo fenômeno La Niña (2008-2009), o que provocou elevados índices pluviométricos na região, sendo possível o estabelecimento de duas fases distintas: instabilidade hidrodinâmica (I e II) e estabilidade hidrodinâmica. As relações de sucessões sazonais entre as comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica foram analisadas a partir dos dados morfofuncionais das espécies, biomassas, composição, frequência e índices de diversidade, riqueza, equitabilidade e dominância. Estas variáveis bióticas foram relacionadas com algumas variáveis ambientais, tais como, temperatura da água, transparência, turbidez, condutividade elétrica, pH e nutrientes inorgânicos e totais (N-nitrato, N-amoniaco, Fósforo Solúvel Reativo, Nitrogênio Total e Fósforo Total), mensurados *in situ* ou através de métodos espectrofotométricos, de acordo com metodologias específicas. Em adição aos aspectos descritos, abordagens experimentais foram realizadas para explicar algumas relações bióticas encontradas durante o estudo descritivo. Os resultados demonstram significantes variações ambientais e modificações na composição do plâncton, mediadas por forças hidrodinâmicas, tais como elevadas pluviosidades, maior entrada de água do rio, turbulência e mistura na coluna d'água. As espécies do fitoplâncton inseridas em classificações morfo-funcionais revelou revelou como a sucessão, composição e densidade de cianobactérias foram alteradas durante os períodos de estabilidade e instabilidade. Foi observada uma redução na biomassa de cianobactérias e concomitante aumento na diversidade fitoplanctônica durante o segundo período de instabilidade. Além disso, a composição das espécies planctônicas foi deslocada em favor da predominância de cianobactérias não-tóxicas, seguido por membros de Clorofíceas e Bacilariofíceas, assim como elevada biomassa de náuplios de Copepoda, Copepoditos e Cladocera. A presença de espécies de Clorofíceas e Bacilariofíceas, assim como de

Copepodas jovens e Cladoceras indicam características de melhoria na qualidade da água do reservatório Armando Ribeiro Gonçalves. Durante o estudo foi observada uma correlação negativa entre os grupos zooplanctônicos Copepoda Calanoida e Ostracoda. Os resultados indicam uma predominância da espécie *Physiocypria schubarti* (Ostracoda) sobre *Notodiaptomus cearensis* (Copepoda Calanoida) em meio a uma abundante biomassa de cianobactéria filamentosa e co-existência de alguns indivíduos destas espécies sem que haja competição por alimento. Além disso, a elevada abundância de Ostracoda na coluna d'água não foi um fator determinante na redução da biomassa de Copepoda Calanoida. Por outro lado, podemos inferir que a toxicidade de cianobactérias filamentosas podem afetar alguns indivíduos da população de Copepoda Calanoida.

Palavras chave: Fitoplâncton, Zooplâncton, Qualidade da água, La Niña, Eutrofização

ABSTRACT

The study of the plankton community provides better understanding of trophic relationships through their responses in relation to environmental variables of freshwater ecosystems. These responses include the organization of the structure and species composition both in spatial and temporal scale. The study much more important in water scarce northeast Brazil where reservoirs are the main source of potable water supply. This thesis examines aspects related to the ecological relationship between phytoplankton and zooplankton communities in a eutrophic reservoir of Rio Grande do Norte State. The study was conducted during a period significantly affected by climatic change as a consequence of La Niña event (2008-2009), causing heavy rainfall in certain regions. Samples were collected monthly in the Armando Ribeiro Gonçalves reservoir (ARG), Assu, RN, during two distinct phases: Hydrodynamic Instability (I e II) and Stability. The seasonal relationships between phytoplankton and zooplankton communities were analyzed from the data of morpho functional species data, their biomass, composition, frequency, diversity, richness, evenness, and dominance index. These biotic variables are tested to environmental variables such as water temperature, transparency, turbidity, conductivity, pH and total and inorganic nutrients (nitrate-N, N-nitrite, ammonia-N and Soluble Reactive Phosphorus, total Nitrogen and Phosphorus), measured *in situ* or by spectrophotometric methods, according with specific methodologies. In addition to descriptive aspect, experimental approach was used to explain certain biotic relationship found in descriptive study. The results demonstrate significant environmental variations and planktonic compositional changes, which are mediated by hydrodynamic forces such as atypical high rainfall, greater influx of river water, water turbulence and complete mixture of water column and heavy nutrient suspension. Phytoplankton species composition was classified according to morphofunctional characteristic and the succession of phytoplankton revealed how the composition and density of cyanobacteria altered during stable and unstable periods. The results also showed considerable reduction in the cyanobacteria biomass and concomitant increase in phytoplankton diversity. During the second period of hydrodynamic instability of planktonic species composition was shifted in favour of predominant species of non-toxic cyanobacterial, followed by members of Chlorophytes and Bacillariophytes along with the higher biomass of copepod nauplii, juvenile copepods and Cladocera. The presence of Chlorophyte and Bacillariophyte species with

juvenile copepods and cladoceran indicate the features of better water quality in the ARG reservoir. During the study, we observed a negative correlation between zooplankton groups and Ostracods Calanoid Copepods. The results indicate the predominance of *Physiocypria schubarti* (Ostracod) over subdued *Notodiaptomus cearensis* (Clanoid Copepod) in the midst of filamentous cyanobacteria suggesting a mere co-existence of species without competition for food. Moreover, the high abundance of Ostracods in the water column is not a relevant factor that determines a reduction in the biomass of Calanoid Copepods. On the other hand, we can infer that the toxicity of filamentous cyanobacteria may affect some individuals in the population of Calanoid Copepods.

Keywords: Phytoplankton, Zooplankton, Water quality, La Nina, Eutrophic

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização da área de estudo: Reservatório Armando Ribeiro Gonçalves (Fonte: CAERN).

Figura 2. Local de coleta no Reservatório Armando Ribeiro Gonçalves. A) Período de estabilidade hidrodinâmica. B) Período de instabilidade hidrodinâmica.

Figura 3. Ensaio experimental para avaliar a toxicidade da água bruta em dois tratamentos alimentares distintos. a. Cultivo de *Ceriodaphnia dubia*; b. Ensaio com amostras: Controle, Superfície, Meio e Fundo; c. Neonatas de *Ceriodaphnia dubia*.

Figura 4. Ensaio experimental para avaliar a dinâmica populacional de Copepoda e Ostracoda em três tratamentos alimentares distintos. D. Detrito orgânico; F. Espécie filamentosa (*Planktothrix agardhii*); C. Espécie de Clorofíceas (*Pseudokirchneriella subcapitata*).

Figura 5. Espécies fitoplanctônicas (a. *Pseudokirchneriella subcapitata* e b. *Planktothrix agardhii*) e detrito orgânico (c. Espinafre triturado) utilizados durante o ensaio de dinâmica populacional entre Copepoda e Ostracoda.

Artigo I

Figura 1. Variação temporal da pluviosidade (a), volume de água (b) e temperatura da água (c) no Reservatório Armando Ribeiro Gonçalves, durante condição neutra (2006-2007) e atípica (2008-2009).

Figura 2. Transparência da água (m) e profundidade (m) do Reservatório Armando Ribeiro Gonçalves, durante o período de estudo.

Figura 3. Perfil vertical em isolinhas dos fatores físico-químicos ao longo do período estudado no Reservatório Armando Ribeiro Gonçalves.

Figura 4. Perfil vertical em isolinhas das concentrações dos nutrientes inorgânicos e totais, ao longo do período estudado no Reservatório Armando Ribeiro Gonçalves.

Figura 5. Variação temporal do biovolume da comunidade fitoplanctônica e zooplanctônica no reservatório Armando Ribeiro Gonçalves. a) Fitoplâncton: Grupos Funcionais Baseados na Morfologia (MBFG); b) Grupos zooplanctônicos e bentônicos presentes na coluna d'água.

Figura 6. Primeiro e segundo eixos da Análise de Correspondência Canônica (CCA) ilustrando: a) A distribuição das variáveis ambientais em relação aos períodos estudados 1. Primeira instabilidade hidrodinâmica; 2. Estabilidade hidrodinâmica e 3. Segunda

instabilidade hidrodinâmica; b) Distribuição das variáveis ambientais em relação aos grupos funcionais baseados na morfologia (MBFG).

Artigo II

Figura 1. Perfil vertical em isolinhas das concentrações de: a) Clorofila *a* e b) razão N:P, durante os períodos de instabilidade e estabilidade hidrodinâmica no Reservatório Armando Ribeiro Gonçalves, RN. N. Nitrogênio; P. Fósforo

Figura 2. Relação entre o índice de diversidade da comunidade fitoplanctônica (bits.ind^{-1}) e o coeficiente de atenuação da luz - *k* (m) durante o período de estudo no Reservatório Armando Ribeiro Gonçalves, RN.

Figura 3. Dinâmica temporal da biomassa média ($\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$) dos grupos fitoplanctônicos mais abundantes durante a primeira instabilidade (PIH), estabilidade (EH) e segunda instabilidade hidrodinâmica (SIH), no reservatório Armando Ribeiro Gonçalves, RN. a) Cyanophyceae, b) Chlorophyceae e c) Bacillariophyceae.

Figura 4. Composição e dinâmica temporal da biomassa da comunidade zooplanctônica ($\mu\text{gPS} \cdot \text{m}^{-3}$): Náuplio e Copepodito (a), Copepoda adulto (b) e Rotifera (c), durante a primeira instabilidade, estabilidade e segunda instabilidade hidrodinâmica, no reservatório Armando Ribeiro Gonçalves, RN.

Figura 5. Dinâmica temporal na biomassa ($\mu\text{gPS} \cdot \text{m}^{-3}$) da comunidade zooplanctônica: a) Cladocera, b) Protozoários e c) organismos bentônicos (Gastropoda, Nematoda, Bryozoa, Ostracoda e Oligochaeta) presentes na coluna d'água, durante a primeira instabilidade, estabilidade e segunda instabilidade hidrodinâmica, no reservatório Armando Ribeiro Gonçalves, RN.

Figura 6. Relação entre as variáveis bióticas e abióticas no reservatório Armando Ribeiro Gonçalves durante o período de fevereiro de 2008 a junho de 2009 por meio da Análise de Componentes Principais (PCA) obtida por meio da projeção “Biplot” dos componentes no eixo 1 e eixo 2. a) Variáveis abióticas, b) Variáveis bióticas: Fitoplâncton e c) Variáveis bióticas: Zooplâncton, durante os períodos de Primeira Instabilidade Hidrodinâmica (PIH), Estabilidade Hidrodinâmica (EH) e Segunda Instabilidade Hidrodinâmica (SIH). PT. Fósforo Total, NT. Nitrogênio Total, SRP. Fósforo Solúvel Reativo.

Artigo III

Figura 1. Toxicidade crônica de *Ceriodaphnia dubia* exposta à água bruta do reservatório Armando Ribeiro Gonçalves, RN. a. Sobrevivência: taxa de mortalidade (%) e b. Fecundidade: número de neonatas. *Diferença significativa em relação ao controle e tratamento 2 e **Diferença significativa em relação ao controle e Tratamento 1, Tukey ($p < 0,05$). S. Superfície, M. Meio, F. Fundo.

Figura 2. Indivíduos de *Notodiaptomus cearensis* (a e b) e *Physiocypria schubarti* (c e d) durante o ensaio experimental. a) Copepodito; b) Copepoda adulto; c) Ostracoda jovem; d) Ostracoda adulto.

Figura 3. Dinâmica populacional de Copepoda (*Notodiaptomus cearensis*) e Ostracoda (*Physiocypria schubarti*) expostos à água bruta do reservatório Armando Ribeiro Gonçalves sob diferentes condições alimentares. a. Sobrevivência: taxa de mortalidade (%) e b. Crescimento: Biomassa inicial (BI) e Biomassa Final (BF), de *N. cearensis* e *Physiocypria schubarti* *Diferença significativa em relação ao controle, Tukey ($p < 0,05$).

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Características físicas e hidrológicas do Reservatório Armando Ribeiro Gonçalves. Fonte: SERHID/RN, 2009.

Tabela 2. Descrição das características morfológicas dos grupos fitoplanctônicos e seu potencial ecológico, segundo Kruk, et al. (2010). MBFG: Grupo Funcional Baseado na Morfologia. P: Fósforo; N: Nitrogênio; Si: Sílica; C: Carbono.

Artigo I

Tabela 1. Características morfológicas dos Grupos Funcionais Baseados na Morfologia (MBFG), de acordo com Kruk, et al., (2010) e táxons registrados em cada período com destaque (negrito) para as espécies co-dominantes (biovolume > 30 $\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$). IH. Instabilidade Hidrodinâmica; S. Superfície; V. Volume.

Artigo II

Tabela 1. Valores mínimos e máximos (Mín-Máx) dos parâmetros físicos e químicos, durante os períodos de instabilidade e estabilidade hidrodinâmica no Reservatório Armando Ribeiro Gonçalves, RN. NT. Nitrogênio Total, PSR. Fósforo Solúvel Reativo, PT. Fósforo Total.

Tabela 2. Composição da comunidade fitoplanctônica, Densidade ($\text{ind} \cdot \text{ml}^{-1}$) e Frequência de Ocorrência (%), durante a primeira instabilidade, estabilidade hidrodinâmica e segunda instabilidade hidrodinâmica, no Reservatório Armando Ribeiro Gonçalves, RN.

Artigo III

Tabela 1. Biomassa média ($\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$) da comunidade fitoplanctônica no reservatório Armando Ribeiro Gonçalves, RN durante os ensaios experimentais.

SUMÁRIO

RESUMO	IX
ABSTRACT	XI
LISTA DE FIGURAS	XIII
LISTA DE TABELAS	XVI
INTRODUÇÃO GERAL	01
Variabilidades climáticas e as relações ecológicas entre fitoplâncton e zooplâncton.....	02
OBJETIVOS	08
Objetivo Geral.....	09
Objetivos Específicos.....	09
HIPÓTESES	10
MATERIAL E MÉTODOS	11
Área de estudo.....	12
Procedimento de coletas.....	13
Variáveis climatológicas.....	14
Variáveis hidrológicas.....	14
Variáveis físicas e químicas.....	15
Variáveis biológicas.....	16
Ensaio experimental.....	23
Análises estatísticas.....	27
RESULTADOS E DISCUSSÃO	28
ARTIGO I	
Sucessão morfofuncional do fitoplâncton durante período de La Niña em um reservatório tropical eutrofizado.....	29
Resumo.....	30
Introdução.....	31
Material e Métodos.....	32
Resultados.....	35
Discussão.....	47
Conclusões.....	50

Referências.....	50
ARTIGO II	
Influência ambiental na dinâmica das comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica em reservatório eutrofizado do semi-árido brasileiro.....	55
Abstract.....	56
Resumo.....	57
Introdução.....	58
Material e Métodos.....	59
Resultados.....	61
Discussão.....	76
Conclusão.....	80
Referências Bibliográficas.....	80
ARTIGO III	
Influência da alimentação na taxa de sobrevivência e crescimento populacional de <i>Notodiaptomus cearensis</i> Wright (Copepoda Calanoida) e <i>Physiocypria schubarti</i> Farkas (Ostracoda).....	86
Abstract.....	87
Resumo.....	88
Introdução.....	89
Material e Métodos.....	90
Resultados.....	94
Discussão.....	99
Conclusões.....	101
Referências Bibliográficas.....	101
CONCLUSÕES GERAIS.....	106
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS GERAIS.....	108



INTRODUÇÃO GERAL

INTRODUÇÃO GERAL

VARIABILIDADES CLIMÁTICAS E AS RELAÇÕES ECOLÓGICAS ENTRE FITOPLÂNCTON E ZOOPLÂNCTON

O clima da América do Sul é uma consequência de sua posição geográfica em relação à latitude e atividades que ocorrem nos oceanos. A presença da Cordilheira dos Andes modifica o clima da região ocidental de forma bastante significativa e, além disso, as mudanças sazonais nas correntes do Brasil e das Malvinas criam variações climáticas durante todo o ano ao longo da costa da Argentina e sul do Brasil. Temperaturas e padrões de precipitação indicam fortes efeitos sazonais devido à migração da zona de convergência inter-tropical que produz mudanças na direção do vento na região norte da América do Sul (Garcia, 1994).

Secas prolongadas e inundações atípicas são geralmente atribuídas ao El Niño e La Niña, uma condição meteorológica que ocorre em decorrência da atuação dos ventos alíseos no Oceano Pacífico. A La Niña está associada com a ocorrência mais forte destes ventos que sopram de leste para oeste causando elevadas temperaturas na superfície do oceano pacífico próximo à Austrália e consequentemente maiores taxas de evaporação, o que contribui para a formação da célula de Walker, a qual é conduzida de oeste para leste proporcionando fortes eventos pluviométricos na região nordeste do Brasil (CPTEC/INPE, 2010). Desta maneira, é evidente uma complexa interação entre as circulações oceânicas e atmosféricas e seus impactos nos ecossistemas aquáticos continentais decorrentes de fortes chuvas e inundações. Na bacia dos rios Murray-Darling na Austrália, registrou-se um aumento de 26-80% na capacidade de armazenamento de água durante o ano de 2010 devido a ação do fenômeno La Niña (AMOS, 2011).

No Brasil, a região nordeste está inserida na zona tropical semi-árida, sazonalmente restrita a um período de estiagem prolongado e curto período chuvoso, Esta região denominada polígono da seca, é severamente influenciada pelos efeitos dos eventos climáticos (Bouvy et al. 2003).

Desta maneira, os principais efeitos diretos da alteração climática nas regiões semi-áridas podem ser frequências maiores das ondas de calor e secas ou casos de extrema precipitação. Em particular, a região semi-árida do nordeste brasileiro

comumente é caracterizada por fatores hidrodinâmicos, tais como, perdas evaporativa maiores do que a precipitação, baixa velocidade do vento e longo tempo de residência da água nos reservatórios. Estas características estão associadas a variações no clima devido ao marcante deslocamento da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) causada pelos fenômenos naturais El Niño e La Niña (Berlato & Fontana, 2003).

Nos últimos anos são evidentes as observações de alterações na pluviosidade e nas características físicas e químicas da água causando modificações na hidrodinâmica dos ecossistemas aquáticos (Groisman et al., 2005; Marengo & Dias, 2006). Tais modificações podem ser atribuídas como um dos indicadores locais de variabilidade climática resultante da intensificação dos fenômenos naturais do clima, capaz de promover alterações nas características dos períodos de estiagem e chuvoso e diferentes respostas ecológicas nos ecossistemas aquáticos (Reynolds et al., 2002; Walther et al., 2002; Chellappa et al, 2009).

Tais alterações são mais evidentes nos reservatórios artificiais, que constituem um dos ambientes semilóticos mais favoráveis ao crescimento de organismos planctônicos, cuja diversidade varia no espaço e no tempo (Henry et al., 2006). A segregação vertical do espaço limnético é mais evidente durante a estratificação e menos aparente em condições de mistura da coluna d'água, no entanto, a distribuição destes organismos difere de acordo com o perfil de profundidade, de modo que os gradientes de penetração da luz e temperatura alteram a distribuição de espécies fitoplanctônicas e zooplanctônicas. Além disso, essas camadas são diferenciadas pelo esgotamento de nutrientes na superfície e seu enriquecimento nas camadas mais profundas, o que consiste em outro fator que influencia a biomassa e a diversidade planctônica.

As variações temporais incluindo mudanças na temperatura média, na intensidade de luz e disponibilidade de nutrientes constituem as principais variáveis que afetam a riqueza, a abundância, dominância, produção de biomassa e pigmentos do fitoplâncton (Crossetti & Bicudo 2005). A oscilação em diferentes escalas de tempo seja anual, sazonal ou diária, também reflete na variação quantitativa e na composição do fitoplâncton (Lund, 1965; Giani & Figueiredo, 1999; Ramírez & Bicudo, 2002).

Oscilações espaciais e temporais na dinâmica da limitação de nutrientes e luz ao fitoplâncton em ecossistemas de reservatórios podem determinar a diversidade e explicar como ocorre a dominância das espécies (Watson et al, 1997). Os reservatórios do nordeste brasileiro são classificados em função do ciclo estiagem/chuvoso com

limitações de nutrientes e luz, respectivamente e tais características limnológicas interferem diretamente na dinâmica da comunidade fitoplanctônica e indiretamente nos organismos zooplanctônicos (Chellappa et al., 2009; Moura et al., 2009).

A fim de obter uma compreensão adequada da vida dos organismos planctônicos e funcionamento dos ecossistemas pelágicos, é imperativo obter uma percepção do padrão de distribuição e escalas de heterogeneidade espacial e temporal no ambiente aquático, bem como dos fenômenos que contribuem para a sua existência (Reynolds, 1984).

As comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica fazem parte dos primeiros elos da cadeia alimentar constituindo, portanto, dois grupos fundamentalmente afetados nos ecossistemas aquáticos pelas mudanças hidrodinâmicas ocasionadas pelas variabilidades do clima (Parmesan & Yohe, 2003; Moogi et al., 2005; Domis et al., 2007). Desta maneira, o estudo das relações entre as comunidades fitoplanctônicas e zooplanctônicas em reservatórios eutrofizados do semi-árido e suas relações com as variabilidades climáticas regionais, oferece um primeiro reflexo sobre as possíveis alterações que ocorrerão nos ecossistemas aquáticos com a expansão de zonas áridas ou com os efeitos decorrentes de índices pluviométricos atípicos (Molles & Dahn, 1990; Grimm & Fisher, 1991).

As algas fitoplanctônicas, na qualidade de produtores primários fundamentais aos ecossistemas aquáticos, contribuem marcadamente na elaboração da matéria orgânica necessária à sobrevivência dos organismos herbívoros (zooplâncton) e, conseqüentemente, influenciam toda a cadeia alimentar. Contudo, segundo Odum & Barret (2007) o desenvolvimento das comunidades em um ecossistema envolve mudanças na repartição da energia, na estrutura das espécies e nos processos da comunidade. Desta maneira, a composição, distribuição e abundância das microalgas em um corpo d'água estão intimamente relacionadas com forças autogênicas (interações competição-coexistência, depleção de nutrientes, elevada abundância de herbívoros) e alogênicas (eventos de mistura pelos ventos, índices pluviométricos, renovação de água do corpo d'água) que são dirigidas pela densidade-independente e favorecem a sucessão de espécies melhor adaptadas à condição ambiental (Reynolds, 1988).

É freqüente a ocorrência de processos de eutrofização nos reservatórios como conseqüência dos fortes impactos antrópicos acumulados na bacia hidrográfica, oriundos principalmente do elevado aporte de esgoto doméstico e industrial nos ambientes aquáticos (Tundisi, 2003).

Como resultado da eutrofização, pode-se esperar diferentes trajetórias na riqueza de espécies fitoplanctônicas e uma mudança nas propriedades do ecossistema aquático (Scheffer, 2001). Um grupo fitoplanctônico que é frequentemente competitivamente superior sob condições eutróficas são as cianobactérias. Sua dominância é atribuída a diversas características morfológicas, metabólicas e de mobilidade tais como, presença de aerótopos, capacidade de acumular grânulos polifosfatados na região intracelular, desenvolvimento de acinetos, bainha mucilaginosa que auxilia no deslizamento e representa uma barreira para a maioria das espécies zooplanctônicas obstruindo o sistema de filtração de grandes espécies de Cladocera e Copepoda (Spencer & King, 1987; de Bernardi & Giussani, 1990; Hansson, 2000; Guo & Xie, 2006; Hansson et al., 2007).

No entanto, em condições oligotróficas e mesotróficas, ocorre uma maior diversidade de espécies fitoplanctônicas, uma vez que as cianobactérias ficam em desvantagem na competição pela assimilação dos nutrientes e grupos, tais como clorofíceas e bacilariofíceas, passam a se desenvolver oferecendo uma melhor qualidade alimentar aos herbívoros e conseqüentemente uma maior diversidade.

Desta maneira, a disponibilidade de nutrientes e luz são fatores críticos que podem controlar a produção e biomassa fitoplanctônica e assim influenciar a quantidade e qualidade do alimento para o zooplâncton (Urabe et al., 2002; Gliwicz, 2003). Os efeitos do aquecimento global têm influência direta ou indireta sobre a comunidade fitoplanctônica, uma vez que as características regionais de intensidade luminosa e disponibilidade de nutrientes podem ser modificadas nos ecossistemas aquáticos em decorrência da maior ou menor ocorrência de chuvas em determinadas regiões do globo (Montes-Hugo et al, 2009).

Entender a dinâmica do fitoplâncton frente às variabilidades do clima é possível através da avaliação destes organismos em relação à sua capacidade de tomada de recursos disponíveis no ambiente, tais como, luz, nutrientes, carbono, dentre outros; e sua vulnerabilidade ao consumo por herbívoros (Kruk et al., 2010). De acordo com Kruk et al., (2010) o fitoplâncton pode ser classificado em grupos funcionais baseados em simples critérios morfológicos, uma vez que as correlações entre os aspectos fisiológicos e morfológicos demonstram que grupos funcionais baseados na morfologia são significativamente diferentes em termos de suas características funcionais, sugerindo que o estudo voltado para morfologia é apropriado para determinar a função das espécies nos ecossistemas aquáticos.

As alterações causadas na composição, estrutura e funcionamento da comunidade fitoplanctônica são influenciadas por fatores físicos, químicos e biológicos, tais como temperatura da água, concentração de oxigênio dissolvido, relações de competição e condições gerais de qualidade da água dos ecossistemas aquáticos. Além disso, estas alterações refletem diretamente na dinâmica zooplanctônica que depende da disponibilidade alimentar oferecida pelo fitoplâncton. (Henry et al, 2004; Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2008).

Em reservatórios eutrofizados o zooplâncton é frequentemente afetado pela presença de cianobactérias potencialmente tóxicas, uma vez que, as cianotoxinas produzidas podem apresentar efeitos deletério sobre o zooplâncton, além de sabor desagradável e deficiência nutricional. No entanto, a suscetibilidade é altamente variável entre as espécies (Siqueira & Oliveira-Filho, 2005; Hansson et al. 2007). Provavelmente, em condições naturais, algumas espécies do zooplâncton podem ser afetadas pelas cianotoxinas, enquanto outras, não.

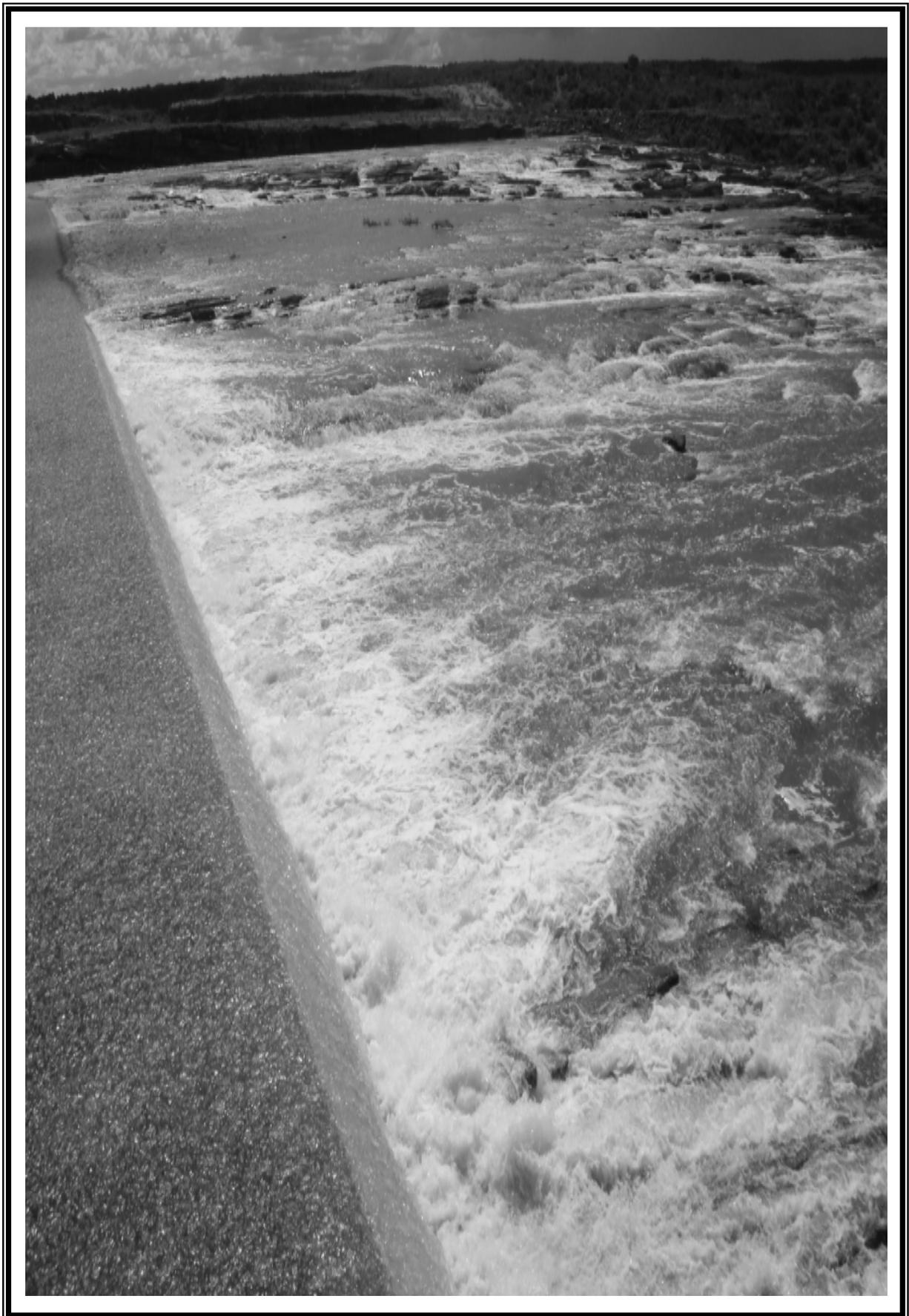
Variáveis climatológicas, tais como variações pluviométricas, promovem fortes mudanças na dinâmica de ecossistemas aquáticos e podem representar uma condição ambiental seletiva, especialmente para as comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica, afetando conseqüentemente os níveis tróficos seguintes.

Desta maneira, o regime pluviométrico pode ser um dos fatores principais que controlam a distribuição, abundância e dinâmica sazonal do fitoplâncton e conseqüentemente do zooplâncton em regiões tropicais e subtropicais. Os efeitos positivos ou negativos na produtividade dependerão das condições hidrográficas e fisiográficas da região, interferindo direta ou indiretamente nos parâmetros biológicos do ecossistema (Bovo-Scomparin & Train, 2008).

Segundo os modelos globais de clima do IPCC (2001), a ZCIT aparece mais intensa e deslocada ao norte de sua posição climática de dezembro a maio, deixando anomalias de chuvas nas regiões Nordeste e Centro-Norte da Amazônia durante os anos de 2020, 2050 e 2080 (Marengo, 2006). Portanto, é relevante todo estudo de impacto nos ecossistemas mais sensíveis às variabilidades climáticas regionais ou locais a fim de que se possam gerar estratégias, tanto de mitigação quanto de adaptação, eficazes para enfrentar mudanças adversas do clima (Marengo & Dias, 2006). Para que haja uma gestão eficiente dos ecossistemas aquáticos continentais é fundamental o conhecimento da estrutura, função e relações entre as comunidades aquáticas, juntamente com os fatores que influenciam na dinâmica destes organismos.

Diante da importância social estabelecida pelos reservatórios do semi-árido nordestino, torna-se fundamental a avaliação ecológica destes ecossistemas em condições atípicas geradas por variabilidades no clima. Sendo o conhecimento das modificações na estrutura e dinâmica das comunidades fitoplanctônicas e zooplanctônicas uma ferramenta chave que reflete no diagnóstico da qualidade da água destes ecossistemas (Serafim-Júnior et al., 2003).

Portanto, as proposições geradas neste estudo principalmente em escala temporal viabilizam um entendimento da ecologia referente às relações tróficas entre fitoplâncton e zooplâncton, tornando-se fundamental nos aspectos de gestão e gerenciamento das futuras exigências ambientais frente às variabilidades climáticas do século XXI.



OBJETIVOS E HIPÓTESES

OBJETIVO GERAL

O objetivo do presente estudo foi investigar os padrões de variações limnológicas e relações ecológicas entre as comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica ao longo de um período de pluviometria atípica no reservatório eutrofizado Armando Ribeiro Gonçalves, RN, para auxiliar futuros programas de gestão e manejo de ecossistemas eutrofizados do semi-árido no século XXI.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

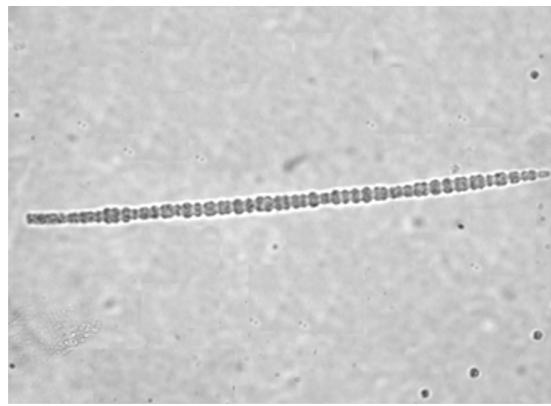
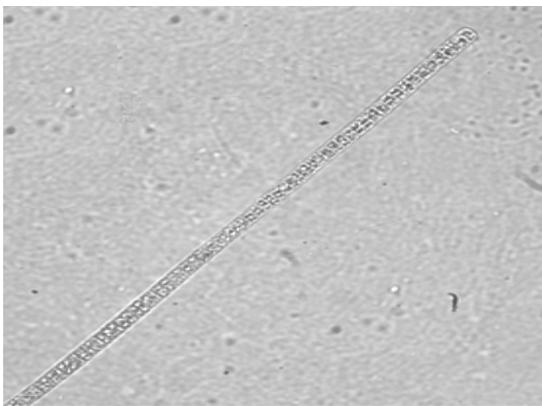
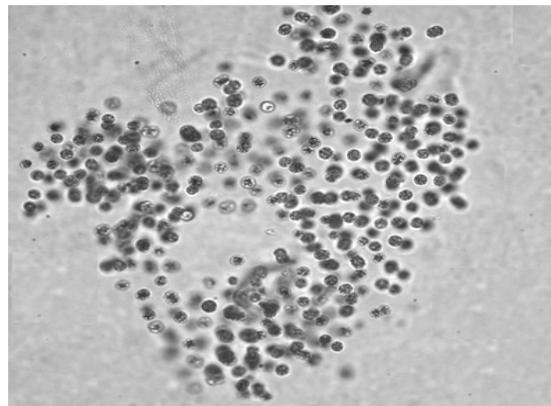
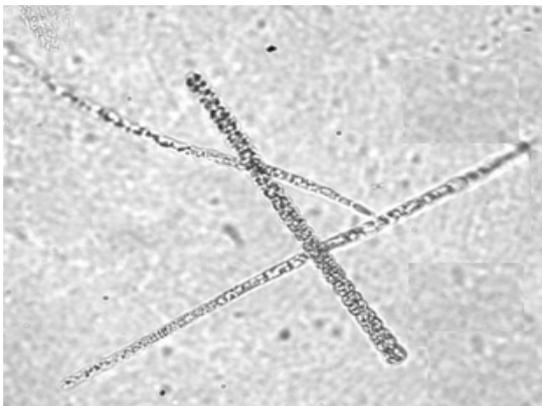
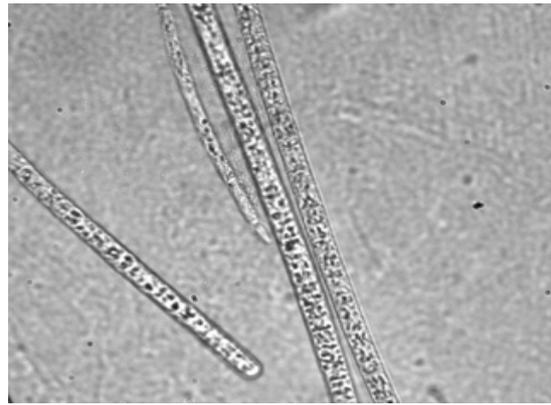
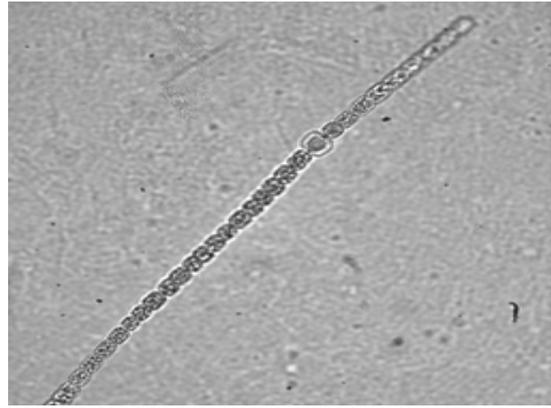
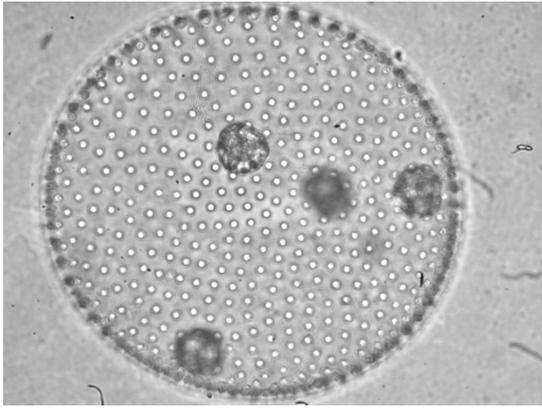
- Analisar a sucessão sazonal do fitoplâncton em função da dinâmica das variáveis limnológicas e herbivoria pelo zooplâncton. **ARTIGO I**
- Avaliar a dinâmica na biomassa fitoplanctônica no reservatório durante um período de pluviometria atípica. **ARTIGO II**
- Avaliar a dinâmica da biomassa zooplanctônica no reservatório durante um período de pluviometria atípica. **ARTIGO II**
- Analisar a dinâmica entre grupos zooplanctônicos durante a ocorrência de florações de cianobactérias sob condições controladas em laboratório. **ARTIGO III**

HIPÓTESES

Hipótese 1. Há dominância de espécies de cianobactérias potencialmente tóxicas durante o evento La Niña.

Hipótese 2. Os grupos zooplanctônicos de menor tamanho apresentam dominância durante florações de cianobactérias.

Hipótese 3. Há competição por alimento entre grupos zooplanctônicos durante florações de cianobactérias.



MATERIAL E MÉTODOS

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A Bacia Piranhas-Assu ocupa uma superfície de 17.498,5 km², correspondendo a cerca de 32,8% do território do Rio Grande do Norte. Em toda a sua extensão há uma predominância de clima quente e semi-árido, com a estação chuvosa que se atrasa para o outono. O clima da região é classificado como tropical semi-árido, apresentando grande déficit hídrico, temperaturas elevadas, altas taxas de evaporação, baixa umidade e períodos chuvosos bem definidos nos meses de março a julho e períodos de estiagem entre os meses de agosto a dezembro. A precipitação anual varia entre 350 e 650 mm (SERHID, 2009).

O Reservatório Armando Ribeiro Gonçalves (ARG) é de fundamental importância para o desenvolvimento e abastecimento d'água do Estado do Rio Grande do Norte e está inserido no município de Assu/RN, região Nordeste do Brasil (05° 40,15" S e 36° 52,73" W) (Fig. 1). Suas características morfológicas foram obtidas através de dados disponíveis na Secretaria de Recursos Hídricos do Rio Grande do Norte (SERHID-RN) e estão apresentadas na Tabela 1.

O ARG encontra-se em avançado estado de eutrofização decorrente de diversas fontes difusas, tais como lançamentos de esgotos industriais e hospitalares, contaminações por agrotóxicos provenientes de empresas de fruticultura existentes no seu entorno, descargas pontuais de matéria orgânica das lagoas de estabilização, lavagem de filtros utilizados em estações de tratamento despejados em trechos do rio. Além disso, consiste no último reservatório da bacia do rio Piranhas-Assu, recebendo elevadas cargas de nutrientes deste sistema (Costa, 2003; Câmara, 2007).

Tabela 1 – Características físicas e hidrológicas do Reservatório Armando Ribeiro Gonçalves. Fonte: SERHID/RN (2009)

Reservatório Armando Ribeiro Gonçalves		
Caracterização Hidrológica	Capacidade	2.4 x 10 ⁹ m ³
	Volume atual médio	1.9 x 10 ⁹ m ³
	Volume Atual	90 %
	Vazão de regularização	13,2 m ³ /s.
	Precipitação média anual	320 (mm)

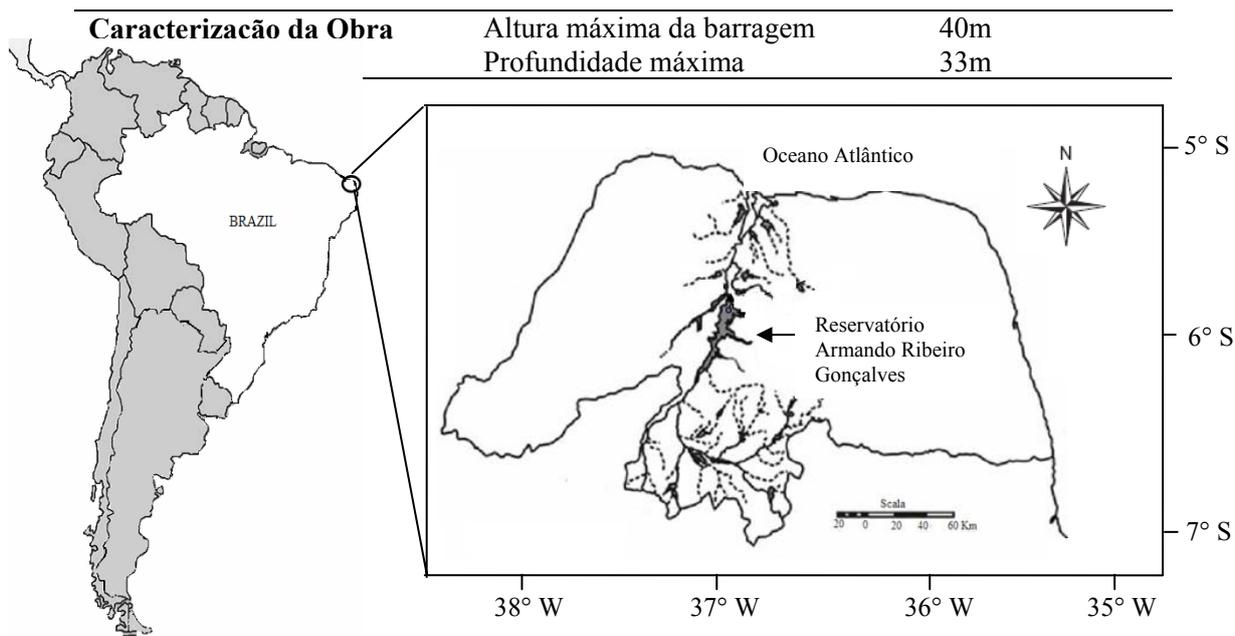


Figura 1. Localização geográfica da área de estudo: Reservatório Armando Ribeiro Gonçalves (Fonte: CAERN).

Procedimento de coleta

O período de amostragem foi sazonalmente dividido em duas fases distintas: fase de instabilidade e fase de estabilidade. Estas foram estabelecidas a partir das modificações climáticas na região durante os anos de 2008 e 2009, em que segundo o CPTEC/INPE (2010), caracterizou-se por um período influenciado por um forte fenômeno La Niña, que ocasionou modificações hidrodinâmicas no reservatório.

A fase de instabilidade hidrodinâmica foi equivalente a dois períodos distintos, com amostragens em intervalos mensais de março a junho/2008 e fevereiro a junho/2009, em que o elevado índice pluviométrico na região foi caracterizado como atípico. A fase de estabilidade hidrodinâmica correspondeu ao período de julho/2008 a janeiro/2009 e esteve associada ao período de estiagem típico da região.

O local de amostragem foi próximo ao talude do reservatório, uma vez que durante períodos de pluviometria atípica ocorre extravasamento da água com renovação primeiramente nesta zona (Fig. 2).

As amostras foram obtidas em um perfil vertical (superfície, meio e fundo) com o auxílio de uma bomba de sucção (Still, modelo P 835) e armazenadas em garrafas de polietileno, as quais foram lavadas previamente com ácido clorídrico 1:3 e enxaguadas com água destilada. As amostras para análise dos nutrientes foram acondicionadas em gelo durante o transporte ao Laboratório de Biotecnologia de Microalgas (LABIMI) da

Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN) e congeladas para posterior análise.

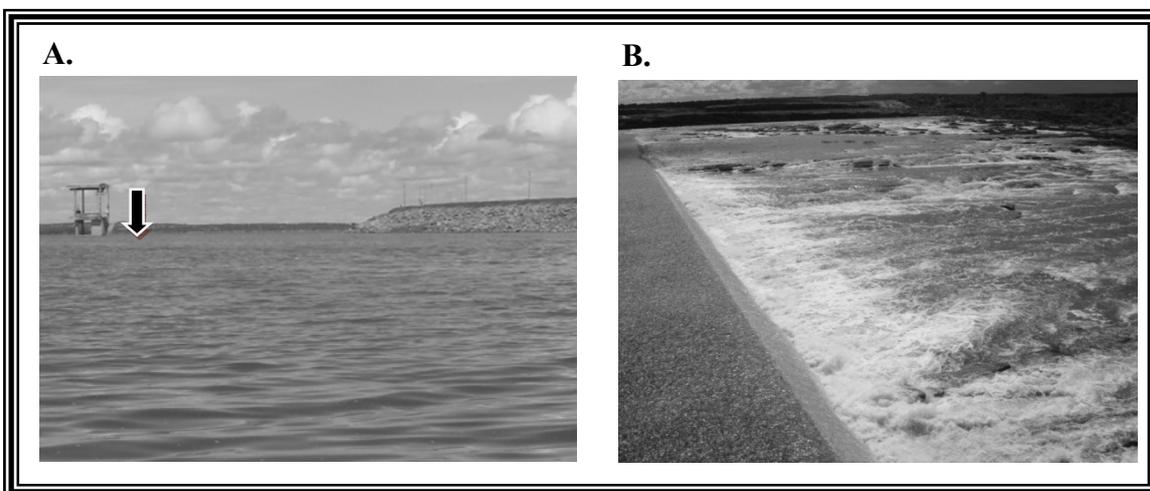


Figura 2. Local de coleta no Reservatório Armando Ribeiro Gonçalves. A) Período de estabilidade hidrodinâmica. B) Período de instabilidade hidrodinâmica.

Variáveis climatológicas

Pluviometria, Velocidade do vento e Temperatura do ar

Os meses referentes a cada período estudado foram delimitados de acordo com os dados de pluviometria, obtidos na estação meteorológica da Empresa de Pesquisa Agropecuária do Rio Grande do Norte (EMPARN), localizada no município de Ipanguaçu, a 20 km do reservatório. Os dados de velocidade do vento e temperatura do ar também foram obtidos na EMPARN.

Variáveis hidrológicas

Vazão e Tempo de residência da água

A vazão é o produto entre a largura, a profundidade média e correnteza da água, medidas em metro. Os dados da vazão foram obtidos através do Departamento Nacional de Obras Contra as Secas (DNOCS). A partir dos valores médios da vazão foi obtido o tempo de residência da água no reservatório, através da seguinte fórmula:

$$Tr = V/Fc \times q$$

Onde:

Tr – Tempo de residência da água

V – volume do reservatório (m³)

q – vazão média do efluente no período de amostragem

Fc – Fator de conversão em segundos = 86400

Variáveis físicas e químicas

Temperatura da água, pH, Condutividade elétrica

A temperatura da água (°C), pH, condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) foram mensurados *in situ* através de sondas específicas com o auxílio do kit multiparâmetro WTW Multi 340i, com calibração realizada antes de cada coleta.

Transparência da água e Coeficiente de atenuação da luz

A transparência da água foi mensurada, *in situ*, utilizando-se o disco de Secchi, com 30cm de diâmetro, suspenso por uma corda graduada em centímetros. O coeficiente de atenuação da luz foi calculado a partir dos dados de leitura do referido disco, empregando-se a fórmula de Poole & Atkins (1929).

$$K = 1,7/d$$

Onde:

K – Coeficiente de atenuação da luz

1,7 – Constante

d – Profundidade de desaparecimento do disco de Secchi (m)

Extensão da Zona Eufótica

A extensão da zona eufótica (profundidade correspondente a 1% da radiação da superfície) foi calculada multiplicando-se a profundidade de desaparecimento visual do Disco de Secchi pelo fator de conversão 3,0, sugerido para ambientes tropicais por Esteves (1988).

$$ZE = d \times 3,0$$

Onde,

ZE – Zona Eufótica

d – Profundidade de desaparecimento do disco de Secchi (m)

Nutrientes

Para análise dos nutrientes dissolvidos as amostras foram filtradas em filtros de fibra de vidro Whatman 934-AH (1.5 μ m) com 24 mm de diâmetro e para a análise dos nutrientes totais foram utilizadas amostras não filtradas. Em seguida, foram avaliadas as concentrações de nitrogênio total (NT), N-amoniacoal (N-NH₄⁺) e nitrato (N-NO₃⁻) através de metodologias específicas descritas por Golterman *et al.* (1978), fósforo total (PT) e do fósforo solúvel reativo (PSR) (Apha, 1985) (Fig. 3, 4 e 5). A leitura das amostras foi realizada em espectrofotômetro (Biochrom, modelo Libra S), onde foram encontradas suas respectivas absorvâncias para posterior aplicação nas fórmulas referentes a cada nutriente, obtendo-se deste modo, suas concentrações em mgL⁻¹.

Variáveis Biológicas

As concentrações de clorofila a e análises quali-quantitativa da comunidade fitoplanctônica foi realizada no Laboratório de Biotecnologia de Microalgas do Departamento de Oceanografia e Limnologia da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (LABIMI/DOL/UFRN). A comunidade zooplanctônica foi analisada no Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva da Universidade Federal de São Carlos (DEBE/UFSCar).

Análise de Clorofila a

As amostras para análise de clorofila a foram coletadas com o auxílio da garrafa de Van Dorn e armazenadas em recipientes de polietileno protegidos da luz. Em seguida foram transportadas para o LABIMI em isopor contendo gelo. Em laboratório as amostras de água foram filtradas com auxílio de uma bomba a vácuo com força de sucção de 1/3atm, na ausência de luz, utilizando filtro de membrana de celulose, Millipore de 0,45 μ m de porosidade e 47mm de diâmetro. Após a filtração, o filtro saturado foi removido do suporte e inserido em um tubo de ensaio protegido da luz contendo 10mL de acetona a 90% e mantido sob refrigeração por 24 horas para extração do pigmento. Em seguida foi realizada a leitura em espectrofotômetro digital (Biochrom, modelo Libra S) em comprimentos de onda 665 e 750. Os valores das absorvâncias foram inseridos na fórmula descrita por Marker et al (1980) para obtenção das concentração de clorofila a (μ gL⁻¹).

A fórmula com a qual foi calculada a clorofila *a* segue abaixo:

$$\text{Clorofila } a \text{ } (\mu\text{g.l}^{-1}) = 11,6 \left[\frac{\Delta_{665} - (1,31 \times \Delta_{665} + 0,14 \times \Delta_{665} + \Delta_{750}) \times v}{V \times L} \right]$$

Onde:

Δ = leitura de absorvância da luz em 665, 750nm;

v = Volume (ml) de acetona a 90% (10ml);

V = Volume da amostra (filtrada em litros);

L = Caminho óptico da cubeta (1cm);

Comunidade Fitoplanctônica

Para a análise qualitativa da comunidade fitoplanctônica foram coletados ao longo da coluna d'água 50L de água com o auxílio de uma bomba de Sucção STILL e filtrados em rede de plâncton (20 μ m). A metodologia de captura através de bombas de sucção, com manuseio adequado, é confiável e com eficiência de captura superior à das redes ou armadilhas (Suzuki & Bozelli, 1998). As amostras foram observadas *in vivo* e fixadas em formaldeído 4% e os táxons identificados em níveis específicos ou gêneros. Para as identificações taxonômicas dos principais gêneros e espécies foram consultadas as obras de Smith (1950), Desikachary (1959); Prescott (1970); Lind & Brook (1980), Barber & Haworth (1981), Parra et al (1983); Wehr & Sheath (2003); Bicudo & Menezes (2005), Komárek & Anagnostidis (1989, 1995, 1998).

Para as análises quantitativas, as amostras foram fixadas com lugol ou formaldeído 4%. No laboratório, os organismos foram contados após o processo de sedimentação (48 horas) e sifonação do sobrenadante. A contagem realizou-se em microscópio óptico (NIKON, Eclipse E200), utilizando-se uma objetiva de aumento 40x com o auxílio de uma câmara de Sedgewick–Rafter com capacidade para 1ml de amostra onde foram contados campos aleatórios até atingir 100 indivíduos da espécie dominante, de modo a reduzir o erro de contagem em 20% ($p < 0,05$), segundo Lund et al., (1958). Foram considerados indivíduos: células, colônias e filamentos.

Para obtenção do biovolume das espécies, o cálculo baseou-se na densidade da espécie e no volume médio de aproximadamente trinta indivíduos. O comprimento, a altura e a largura do fitoplâncton foram medidos com régua micrométrica em aumento

de 400x. As estimativas foram realizadas através da utilização de formas geométricas que se assemelham à forma do corpo dos indivíduos de acordo com fórmulas descritas por Hillebrand et al., (1999) e os resultados foram expressos em $\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$.

Caracterização Morfo-funcional do Fitoplâncton

As espécies encontradas durante o estudo foram inseridas em Grupos Funcionais Baseados na Morfologia (MBFG) de acordo com uma classificação recente elaborada por Kruk, et al. (2010), a fim de classificar e verificar a distribuição funcional do fitoplâncton durante o período estudado. As características morfológicas e funcionais de cada grupo encontram-se descritas na Tabela 2.

Tabela 2. Descrição das características morfológicas dos grupos fitoplanctônicos e seu potencial ecológico, segundo Kruk, et al. (2010). MBFG: Grupo Funcional Baseado na Morfologia. P: Fósforo; N: Nitrogênio; Si: Sílica; C: Carbono; S. Superfície; V. Volume.

MBFG	Morfologia	Desempenho Ecológico			Grupo Taxonômico
		Captura de recursos (Luz, P, N, Si E C)	Vulnerabilidade ao consumo	Perda por afundamento	
I	Organismos pequenos e elevada relação S/V	Concentração de saturação baixa	Elevada, boa recuperação	Baixa	Chlorococcales, Chroococcales, Oscillatoriales, Xanthophyceae, Ulothricales
II	Pequenos organismos flagelados com estruturas silicosas	Requerimento moderado, silicato	Elevada a Moderada	Baixa a Moderada	Chrysophyceae
III	Filamentos grandes com aerotópos	Concentração de saturação moderada, alguns fixam nitrogênio atmosférico	Baixa	Nenhuma	Nostocales, Oscillatoriales
IV	Organismos de tamanho médio faltando traços especializados	Moderada	Elevada	Baixa a moderada	Chlorococcales, Oscillatoriales, Xanthophyceae, Zygnematomyceae
V	Unicelulares flagelados de médio a grande porte	Moderada	Elevada a moderada	Baixa a moderada	Cryptophyceae, Dinophyceae, Euglenophyceae, Volvocales, Chlorococcales
VI	Organismos não-flagelados com exoesqueleto silicoso	Requerimento moderado, Silicato	Moderada	Elevada	Bacillariophyceae
VII	Grandes colônias mucilaginosas	Concentração de saturação elevada	Baixa	Nenhuma ou baixa	Chlorococcales, Chroococcales, Oscillatoriales

Comunidade Zooplanctônica

A obtenção das amostras para avaliar a comunidade zooplanctônica foi realizada através da filtragem de 200L de água em rede de plâncton (68 μm) com o auxílio de uma bomba de sucção (STILL, modelo P 835) e os organismos fixados em formaldeído 4%. A identificação das espécies foi realizada com o auxílio de um microscópio estereoscópio, com aumento de até 50x (Leica, modelo MZ6) e microscópio óptico Zeiss com câmera clara acoplada, com aumento de até 1000x, ambos com ocular milimetrada. As seguintes referências bibliográficas foram utilizadas para auxiliar na identificação das espécies: Edmondson, 1959; Koste, 1978; Reid, 1985; Koste & Shiel, 1986; Shiel & Koste, 1992; Nogrady et al., 1993; Segers, 1995; Elmoor-Loureiro, 1997; Nogrady & Segers, 2002; Segers & Shiel, 2003; Silva, 2003; Silva & Matsumura-Tundisi, 2005.

Para a análise quantitativa, a densidade de organismos de cada espécie foi realizada em placas de acrílico quadriculada sob microscópio estereoscópio, com aumento de 50x. Para os organismos pequenos, tais como rotíferos e protozoários, subamostras de 1ml foram contadas em câmara de Sedgewick-Rafter com o auxílio de microscópio óptico de até 1000x. A amostra foi integralmente contada com o objetivo de obter a densidade das espécies raras.

O biovolume da comunidade zooplanctônica foi obtido através da medição de 30 indivíduos de cada espécie e o volume calculado através de fórmulas específicas que mais se aproximassem da forma do indivíduo. Desta maneira, a biomassa das espécies de Rotífera foi determinada indiretamente a partir de fórmulas descritas por Ruttner-Kolisko (1977). O peso seco foi calculado como sendo 10% do peso fresco estimado através do biovolume (Doohan, in Bottrell et al. 1976).

As biomassas dos grupos Copepoda, Cladocera e Ostracoda foram calculadas por meio das relações entre o comprimento do corpo (μm) e o peso seco de aproximadamente 30 indivíduos de cada espécie através da regressão linear descrita por Bottrell et al., (1979), o qual relaciona o comprimento com o peso seco, através da fórmula: $\text{Ln}W = \text{Ln} a + b \text{Ln} L$; onde, a e b: são constantes do modelo de regressão entre o peso e comprimento; L: o comprimento médio dos indivíduos da espécie. Segundo Bottrell et al. (1979), as constantes para Cladocera são: $\text{Ln} a = 1,7512$ e $b = 2,6530$; para Copepoda: $\text{Ln} a = 1,9526$ e $b = 2,3990$. Para os Ostracoda o peso seco foi calculado de modo semelhante aos rotíferos, considerando 10% do peso fresco estimado através do biovolume, utilizando a fórmula de um elipsóide (Doohan, in Bottrell et al. 1976).

O biovolume médio dos indivíduos (mm^3) foi multiplicado pela densidade (ind. ml^{-1}) para obtenção da biomassa em μgPSm^{-3} .

Abundância Relativa das espécies e Frequência de Ocorrência – Fitoplâncton e Zooplâncton

A abundância relativa de cada táxon infragenérico foi calculada segundo as recomendações de Lobo e Leighton (1986), utilizando-se a seguinte fórmula:

$$A = \frac{N \times 100}{n}$$

Onde:

A = Abundância relativa;

N = número de indivíduos do táxon identificado;

n = número total de indivíduos.

Para interpretação da abundância relativa de cada táxon foi utilizada a seguinte escala:

$\leq 10\%$ Rara

$10 \geq 40\%$ Pouco abundante

$40 \geq 70\%$ Abundante

$> 70\%$ Dominante

Para a frequência de ocorrência foi utilizada a fórmula descrita por Mateucci & Colma (1982):

$$F_o = a.100/A$$

Onde:

a = é o número de amostras em que o táxon ocorreu e A = é o numero total de amostras.

Em função do valor de F_o , os táxons foram classificados como:

00-25% = Rara

26-50% = Comum

51-75% = Frequente

76-100% = Constante

Índices Ecológicos - Fitoplâncton e Zooplâncton

Os índices ecológicos reúnem diversas informações que podem ser utilizadas para caracterizar a estrutura da comunidade e deste modo, consistir em um meio eficaz para avaliar a biodiversidade nos ecossistemas. A quantificação da biodiversidade depende basicamente do número de espécies (S), riqueza de espécies (R) e da distribuição de indivíduos entre as espécies (Similaridade). Assim, a avaliação semi-quantitativa destes índices permitem caracterizar as relações de abundância de espécies na comunidade, estabelecendo diferenças relacionadas ao número de espécies e uniformidade de distribuição dos indivíduos (Pielou, 1966; Margalef, 1958).

Os índices ecológicos do fitoplâncton e zooplâncton foram calculados a partir da análise quantitativa das espécies (ind.ml⁻¹) obtida no Reservatório Armando Ribeiro Gonçalves.

A seguir, encontra-se a descrição metodológica para obtenção dos valores dos índices ecológicos estudados.

Riqueza das espécies

Este índice avalia o número total de espécies, enfatizando as proporções relativas das diferentes espécies na comunidade. O índice foi calculado segundo a fórmula de Margalef (1958):

$$R = \frac{S - 1}{\text{Log } N}$$

Onde:

R= Riqueza de espécies

S= Número total de espécies na amostra

N= Número total de indivíduos na amostra

Diversidade das espécies

O índice de diversidade de Shannon-Wiener (1949) foi utilizado como medida numérica de diversidade. Expressa a quantificação do número de espécies (riqueza de espécies) na comunidade e sua distribuição entre elas. Permite, portanto avaliar tanto a abundancia como a similaridade das espécies. Foi escolhido por ser de aplicação simples e prática e os valores obtidos podem ser comparados teoricamente. Para o seu cálculo foi utilizada a seguinte fórmula:

$$H' = -\sum (n/N) \cdot \log(n/N)$$

Onde:

H' = Índice de diversidade de Shannon-Wiener

n = Número de indivíduos de cada espécie na amostra

N = Número total de indivíduos na amostra

Os resultados foram apresentados em bits.ind^{-1} , considerando-se que 1 bit equivale a uma unidade de informação. Esses valores podem ser enquadrados nas seguintes classificações:

$\geq 3,0 \text{ bits.ind}^{-1}$ representa uma alta diversidade;

$2,0 \geq 3,0 \text{ bits.ind}^{-1}$ representa uma média diversidade;

$1,0 \geq 2,0 \text{ bits.ind}^{-1}$ representa uma baixa diversidade;

$<1,0 \text{ bits.ind}^{-1}$ representa uma diversidade muito baixa.

Dominância das espécies

Esta é uma medida baseada na importância proporcional da espécie mais abundante na amostra. Nesta pesquisa foi determinada segundo Berger-Parker (1970), utilizando a fórmula abaixo:

$$IBP = N_{\text{máx}}/NT$$

Onde:

IBP = Índice de Berger-Parker

$N_{\text{máx}}$ = Número máximo de indivíduos da espécie mais abundante na amostra

NT = Número total de indivíduos da amostra

Equitatividade das espécies

O coeficiente de similaridade é uma medida qualitativa apropriada para medir o grau de similaridade entre amostras de locais ou períodos distintos em termos de variedade de espécies. Este índice varia de 0 a 1, sendo os valores acima de 0,5 considerados significativo e equitativo. O cálculo foi determinado segundo Pielou (1975), aplicando-se a fórmula seguinte:

$$J = H' / \text{Log}S$$

Onde:

J = Índice de Pielou

H' = Índice de diversidade de Shannon-Wiener

S = Número de espécies de cada amostra

Ensaio experimental

Ensaio crônico com Cladocera

O organismo-teste utilizado foi *Ceriodaphnia dubia*, fornecidos pelo Laboratório de Ecotoxicologia da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar) e mantidos em cultivo no Laboratório de Ecotoxicologia da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN). Foram utilizados para os ensaios apenas neonatas obtidas por partenogênese, a partir da segunda postura, cultivadas em condições estabelecidas pela ABNT (2005).

Desta maneira, os organismos foram mantidos em água reconstituída, com dureza entre 42 – 48 mg CaCO₃ L⁻¹ e pH 7,0 a 7,5 em Becker (1L), mantidos em condições controladas de temperatura (25± 1°C) e fotoperíodo 16h luz: 8h escuro. O manuseio dos organismos para troca de água (1 vez por semana) foi realizado com o auxílio de pipetas Pasteur com diâmetro adequado ao tamanho dos organismos, a fim de não causar mortalidade e minimizar o estresse, mantendo-se até 50 organismos por béquer para evitar superpopulação (Figura 3a).

A alimentação dos organismos em cultivo consistiu em 0,02 ml. L⁻¹ de alimento composto (fermento biológico seco Fleishmann® dissolvido em água destilada + ração para peixe fermentada Tetramin®) e suspensão algácea de 1,0 x 10⁵ cel.L⁻¹ de *Pseudokirchneriella subcapitata*, cultivada em meio CHU-12.

O método de ensaio consistiu na exposição de organismos jovens à água bruta do reservatório durante um período de sete dias, utilizando-se 10 réplicas para cada tratamento e um organismo em cada recipiente plástico (50ml). Foram realizados dois tratamentos distintos, o primeiro contendo apenas cianobactérias presentes na água do reservatório ARG e o segundo, com alimentação mista de cianobactérias (presente na água bruta) e clorofíceas (*Pseudokirchneriella subcapitata*) cultivada em laboratório. O

experimento controle foi caracterizado por organismos alimentados exclusivamente com *P. subcapitata*. Os dados de fecundidade consistiram em analisar o número de neonatas e ovos durante o ensaio e a mortalidade consistiu em avaliar a taxa de sobrevivência dos organismos quando comparados ao controle (Figura 3b e 3c). Os resultados de cada estrato e cada tratamento durante os testes crônicos foram submetidos a análises estatísticas.

O ensaio realizado com a finalidade de verificar se a água do reservatório contendo espécies de cianobactérias potencialmente tóxicas proporciona efeito deletério ou alteração na reprodução e crescimento de *Ceriodaphnia dubia*.

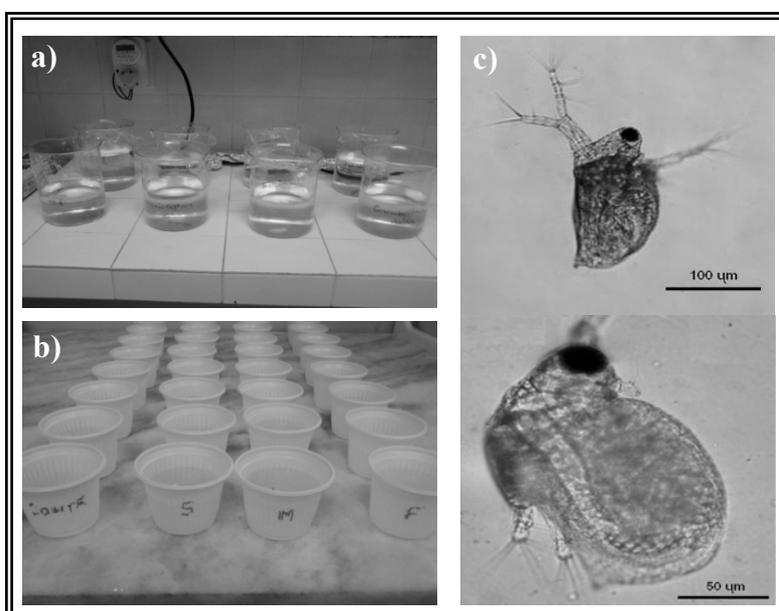


Figura 3. Ensaio experimental para avaliar a toxicidade da água bruta em dois tratamentos alimentares distintos. a. Cultivo de *Ceriodaphnia dubia*; b. Ensaio com amostras: Controle, Superfície, Meio e Fundo; c. Neonatas de *Ceriodaphnia dubia*.

Dinâmica populacional e desenvolvimento de Copepoda e Ostracoda

Para a manutenção das espécies durante o experimento em laboratório foram utilizados 15 organismos de duas espécies de zooplâncton dos grupos Copepoda e Ostracoda, provenientes do Reservatório Armando Ribeiro Gonçalves/RN e mantidas em Becker (1L). A água do cultivo foi obtida do próprio ambiente e previamente filtrada em rede de plâncton malha de 45 µm para evitar predação ou competição; esta

estratégia permitiu manter as condições naturais ou semi-naturais das características químicas da água, uma vez que o objetivo foi verificar o desenvolvimento, crescimento e competição por alimento das espécies cultivadas (Vjverberg, 1989).

Os recipientes foram mantidos em temperatura controlada (25°C) e fotoperíodo 11hs luz :13hs escuro. O experimento teve duração de 15 dias para verificar a dinâmica populacional das espécies estudadas, através de uma análise quantitativa (ind.ml⁻¹) de adultos e juvenis na amostra.

Foi evitada manipulação excessiva dos organismos para que o estresse não interferisse no desenvolvimento dos mesmos. Os experimentos foram estáticos com apenas uma troca de água, havendo apenas, homogeneização da água cinco vezes ao dia para ressuspensão do alimento, que tende a se depositar no fundo do recipiente mudando a concentração inicial de alimento disponível para os organismos. Parte dos organismos obtidos em campo foi mantida em laboratório, durante os 15 dias de experimento, em baldes de 10L como cultura estoque (Figura 4).

Para a análise, foi observada a diferença na densidade populacional do zooplâncton em três tratamentos diferentes, com três réplicas cada. No primeiro tratamento, a alimentação ofertada foi exclusivamente detrito orgânico, que correspondeu a 0,05g.ml⁻¹ de espinafre triturado seco em estufa a 110 °C. No segundo tratamento, foi ofertada a cianobactéria filamentosa *Planktothrix agardhii*, previamente isolada da água do reservatório e ofertada em uma densidade de 5,0 x 10² ind.ml⁻¹ de modo a se aproximar em termos proporcionais à densidade algal do reservatório, juntamente com 0,05g.ml⁻¹ de detrito orgânico (espinafre seco), alimento preferencial de algumas espécies de Otracoda segundo Schmit et al. (2007). O terceiro tratamento diferiu do segundo apenas pela substituição de *Planktothrix agardhii* por uma espécie de Cloroficea (*Pseudokirchineriella subcapitata*). *P. subcapitata* foi obtida a partir de cepas provenientes do Laboratório de Ecotoxicologia, Departamento de Biologia e Ecologia Evolutiva (UFSCar). As cepas foram mantidas no Laboratório de Ecotoxicologia do Departamento de Oceanografia e Limnologia (UFRN), em meio de cultura ASM1 para o cultivo de *Planktothrix agardhii* e CHU-12 para *P. subcapitata*, sob condições controladas de temperatura e fotoperíodo (Figura 5).

Ao final dos quinze dias de experimento os organismos foram quantificados para verificar a taxa de fecundidade e sobrevivência durante a dinâmica populacional entre Copepoda e Ostracoda nos recipientes. Os resultados de cada tratamento foram

submetidos a análises estatísticas para verificar diferenças significativas nas taxas de mortalidade e fecundidade.

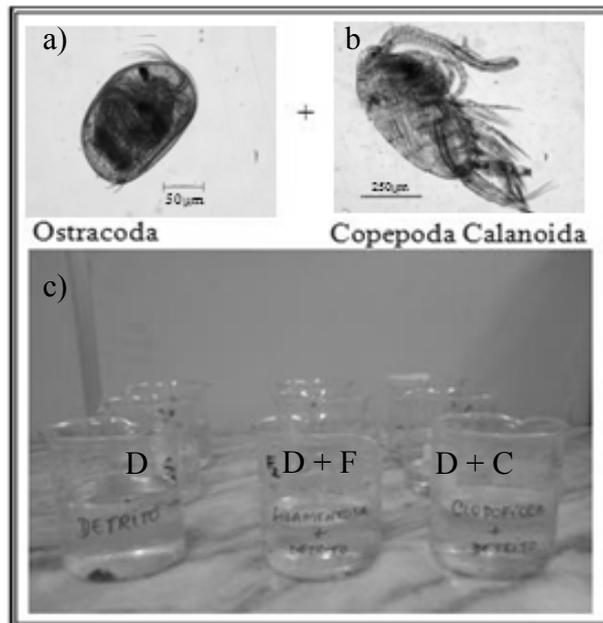


Figura 4. Ensaio experimental para avaliar a dinâmica populacional de Ostracoda (a) e Copepoda (b) em três tratamentos alimentares distintos (c). D. Detrito orgânico; F. Espécie filamentosa (*Planktothrix agardhii*); C. Espécie de Clorofíceas (*Pseudokirchneriella subcapitata*).

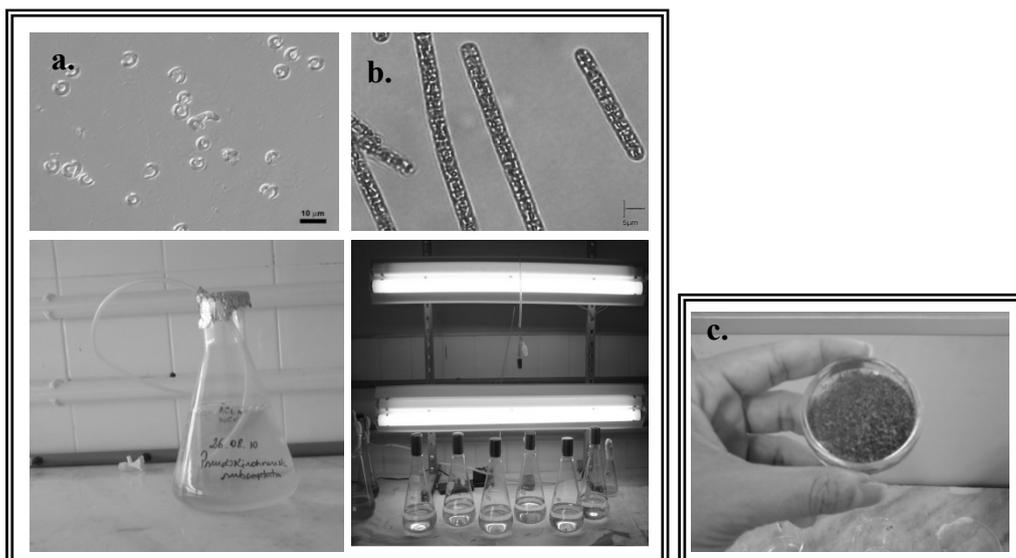


Figura 5. Espécies fitoplanctônicas (a. *Pseudokirchneriella subcapitata* e b. *Planktothrix agardhii*) e detrito orgânico (c. Espinafre triturado) utilizados durante o ensaio de dinâmica populacional entre Copepoda e Ostracoda.

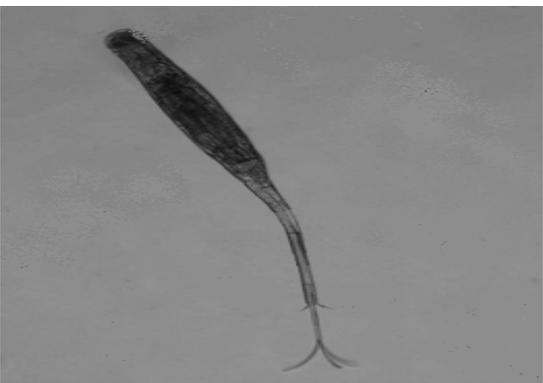
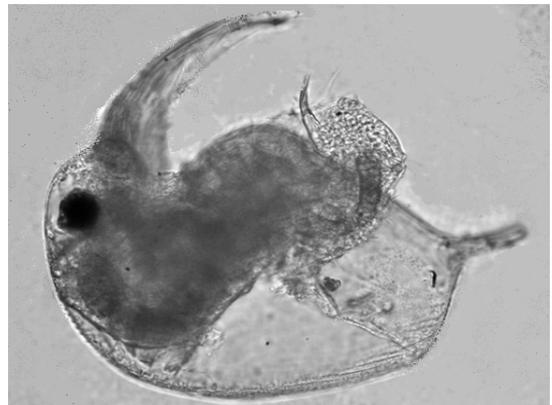
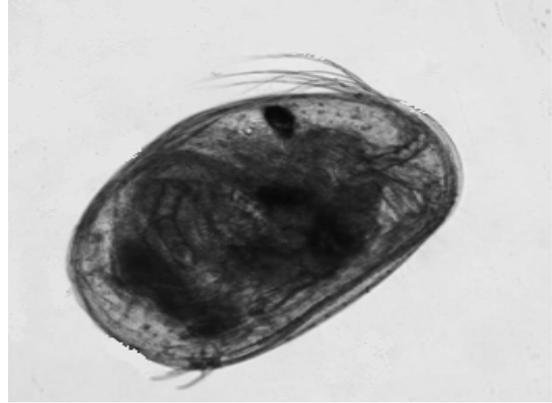
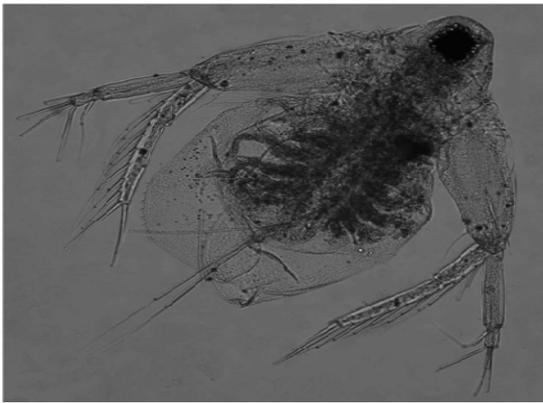
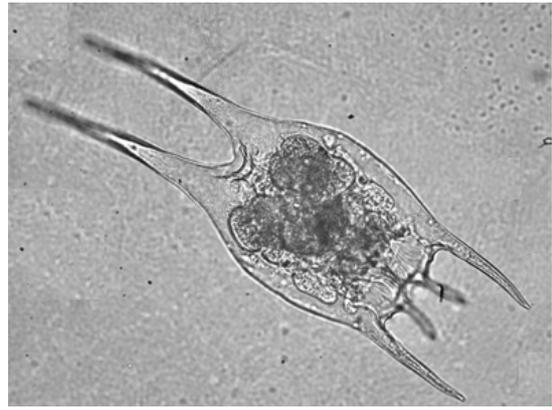
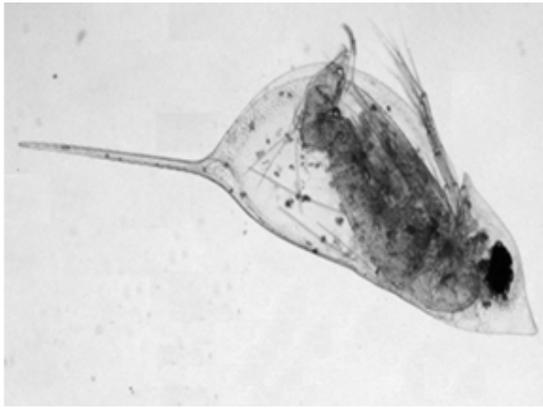
Análises estatísticas

O programa SigmaStat 3.1 auxiliou nas análises estatísticas univariadas dos dados. Através da ANOVA foram verificadas diferenças significativas entre a mudança na dinâmica populacional do zooplâncton em relação aos períodos de instabilidade e estabilidade, ao longo da coluna d'água (superfície, meio e fundo).

A análise de Correlação de Pearson foi realizada para avaliar as relações entre os fatores bióticos (fitoplâncton e zooplâncton) e as variáveis ambientais, sendo consideradas significativas apenas as correlações $p < 0,05$.

Análise de Correspondência Canônica (CCA) foi aplicada para verificar a relação entre as variáveis bióticas e abióticas. A significância dos eixos da CCA e das variáveis que definiram estes eixos foi obtida a partir do teste Monte Carlo com 999 permutações irrestritas (Ter Braak & Verdonschot, 1995). A ordenação da análise foi realizada com o programa CANOCO versão 4.5.

O teste de Fisher foi utilizado para expressar o efeito “tóxico” ou “não-tóxico” da floração de cianobactérias sob a espécie *Ceriodaphnia dubia*, podendo-se inferir que se houve efeito tóxico, a dinâmica populacional da comunidade zooplanctônica do Reservatório ARG pode ser devida às toxinas presente no “bloom”.



RESULTADOS E DISCUSSÃO

**SUCESSÃO MORFOFUNCIONAL DO FITOPLÂNCTON DURANTE
PERÍODO DE LA NIÑA EM UM RESERVATÓRIO TROPICAL
EUTROFIZADO**

Fabiana R. A. Câmara¹, Odete Rocha^{1*}, Naithirithi T. Chellappa²

¹ Programa de Pós- Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos. Rodovia Washington Luiz, São Paulo, SP, Brasil. Fone:

+558433424950, +551633518322*. Email. fabirac@gmail.com; doro@ufscar.br*

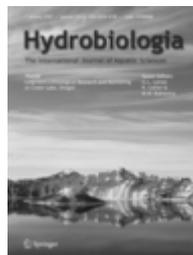
² Departamento de Oceanografia e Limnologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Av. Via Costeira, s/n. Natal/RN, Brasil. Fone: + 558433424950. Email.

chellappa@dol.ufrn.br

Palavras-chave: Hidrodinamismo, variáveis ambientais, fitoplâncton, grupos morfofuncionais.

“Este documento não foi submetido em outros lugares, de forma idêntica ou similar, nem será, durante os primeiros três meses após sua submissão à Hydrobiologia”.

Submetido para publicação na revista Hydrobiologia



ISSN 0018-8158 versão impressa

Qualis CAPES: Internacional B1

Área: Ecologia e Meio Ambiente

Resumo

O presente estudo analisa a estrutura e função do fitoplâncton em um reservatório tropical semi-árido em relação às anomalias pluviométricas causadas durante um período influenciado pelo La Niña, resultando em condições hidrodinâmicas atípicas. Para identificar as alterações morfo-funcionais, o período influenciado pelo La Niña (2008-2009) foi sazonalmente dividido em duas fases distintas: instabilidade e estabilidade hidrodinâmica. Grupos Funcionais Baseados na Morfologia (MBFG) foram utilizados como uma ferramenta objetiva para determinar a distribuição das espécies e sucessão fitoplanctônica. As amostras foram coletadas, analisadas mensalmente e comparadas com um período neutro. Os resultados demonstram que a condição ambiental que rege o reservatório é variável, devido ao seu hidrodinamismo, o que indiretamente é causado por perturbações externas atípicas decorrentes do elevado nível de chuvas. A sucessão sazonal de grupos morfofuncionais ao longo do período de estudo demonstra uma mudança na composição e redução da densidade de cianobactérias em relação à condição neutra. O MBFG I demonstrou uma forte influência sobre a clorofila a e esteve relacionado com baixas concentrações de N-amoniacal. Os MBFGs III, IV e VI foram associados com elevadas concentrações de fósforo solúvel reativo e baixa abundância de Ostracoda. Observa-se ainda uma relação significativa entre MBFG V com altas concentrações de N-nitrato e biomassa de Cladocera. O MBFG VII está fortemente relacionado com o nitrogênio total e foi positivamente correlacionado com as biomassas de Copepoda Calanoida. Concluímos que a redução de cianobactérias e o aumento geral na diversidade fitoplanctônica, influenciados por forças alogênicas, indicam a importância do aumento do fluxo de água, regime de mistura, redução do tempo de residência da água, re-suspensão do sedimento e disponibilidade de nutrientes em reservatórios eutrofizados.

Introdução

Eventos climáticos, tais como El Niño e La Niña, são frequentemente responsáveis por variações climáticas e consistem em flutuações na temperatura da água na superfície do Oceano Pacífico, que se estende ao Oceano Atlântico (Groisman et al, 2005;. Marengo & Dias, 2006). Estes fenômenos naturais causam eventos atípicos em nível mundial, como por exemplo, ventos fortes e elevados níveis de precipitação em áreas continentais, incluindo o hemisfério sul. Os efeitos dessas variações climáticas têm uma influência direta sobre a distribuição e abundância do fitoplâncton. As características da água tais como a intensidade de luz, temperatura da água, disponibilidade de nutrientes e turbidez podem ser alteradas devido ao padrão de chuvas em determinadas regiões, modificando conseqüentemente a produção e biomassa do fitoplâncton em uma grande variedade de ecossistemas aquáticos (Reynolds, 2000; Scheffer, 2004). O El Niño e seu impacto sobre a composição do fitoplâncton têm sido bem documentados em águas doces das regiões tropicais e subtropicais do Brasil e Argentina (Bouvy et al, 2003;. Devercelli, 2010).

Intensos índices pluviométricos em ecossistemas oceânicos promovem um grande fluxo de água doce e mistura que contribui para o aumento da diversidade de espécies (Doney, 2006; Behrenfeld, 2006). Desta maneira, a interferência de elevados níveis de precipitação em ecossistemas continentais, tais como lagos e reservatórios tende a aumentar a coluna de mistura e reduzir o tempo de residência da água. Este fato age como um importante fator natural exógeno ou de distúrbio, induzindo mudanças na composição de espécies, formas de vida, sucessão sazonal e características de grupos fitoplanctônicos em ambientes tropicais e temperados (Gerten & Adriano, 2000; Devercelli, 2010).

As forças hidrodinâmicas dirigem e estimulam padrões de sucessão sazonais muitas vezes modificados por distúrbios exógenos que promovem mistura e ressuspensão de sedimentos com pulsos de nutrientes (Huszar & Reynolds, 1997). Esses cenários são induzidos por fortes ventos sazonais e operações de remoção de água nos reservatórios que levam a uma variedade de alterações súbitas e inesperadas na comunidade fitoplanctônica. Estes fatores autogênicos e alogênicos podem induzir mudanças na estrutura térmica da coluna d'água e controlar a composição, diversidade funcional e biovolume do fitoplâncton (Hoyer et al., 2009).

O sistema de Grupos Funcionais Baseados na Morfologia (MBFG) do fitoplâncton foi utilizado como um indicador ambiental, com base nas propriedades

funcionais das espécies (Reynolds, 1988; Reynolds et al, 2002;. Kruk et al, 2010). Este sistema é constituído por uma associação particular de espécies obtida a partir de medições de algumas características morfológicas, tais como, volume, dimensão linear máxima, área superficial e presença de mucilagem, flagelos, aerótopos, heterócitos ou estruturas silicosas. Atributos ecológicos potencialmente dominantes ou co-dominantes têm sido utilizados com sucesso por diversos autores para explicar a distribuição funcional do fitoplâncton relacionado com diferentes condições ambientais (Whitfield, 2001; Salmaso & Padisák, 2007; Padisák et al, 2009;. Rangel et al. 2009). Além disso, as características morfológicas das espécies são propriedades essenciais que influenciam na taxa de crescimento, eficiência de uso de recursos (por exemplo, nutrientes e luz) e suscetibilidade à herbivoria em diferentes condições ambientais, podendo prever os efeitos das variabilidades climáticas ao longo do tempo (Padisák et al., 2003 ; Salmaso, 2003). Esses fatos são importantes impulsionadores para a gestão eficiente dos ecossistemas continentais (Reynolds et al., 2002).

O presente estudo reporta sobre a estrutura e função das espécies do fitoplâncton durante um período de mudanças marcantes nas características hidrológicas, influenciado por um evento climático (La Niña) em um reservatório tropical eutrofizado do bioma Caatinga no Nordeste do Brasil. Sendo abordadas as seguintes questões: (1) Quais os efeitos dos fatores ambientais sobre a variação temporal dos Grupos Funcionais Baseados na Morfologia (MBFG) do fitoplâncton? (2) Como ocorrem as modificações na composição de espécies de cianobactérias em relação às tendências de alta e baixa diversidade fitoplanctônica?

Material e Métodos

Área de estudo

O bioma Caatinga está localizado inteiramente em território brasileiro com uma vegetação arbustiva característica. Este bioma tem sido foco de estudos ecológicos, devido a diversos fatores, tais como o processo de desertificação intensificado pelas variações climáticas, desmatamento periódico e outras atividades antropogênicas. Ocupa uma área de 1.037.517.80 km², com precipitação variando entre 200 e 700 mm e temperaturas anuais variando entre 25 °C e 27 °C. A Caatinga exibe um clima tropical semi-árido, com elevadas taxas de evaporação, baixa umidade e grande déficit hídrico (Ab`Saber, 1977).

O presente estudo foi conduzido no reservatório Armando Ribeiro Gonçalves (latitude 05° 49'25"S e longitude 36° 51'12"W), construído pelo represamento do rio Piranhas-Assu. Detalhes da área de estudo foram publicados em Costa et al (2006) e Chellappa et al. (2009). O volume máximo do reservatório é de $2,4 \times 10^9 \text{ m}^3$ e profundidade entre 24-30m, alcançados durante períodos de chuvas intensas

Amostras e Análises

As amostras foram coletadas mensalmente de março de 2008 a junho de 2009 e o período de amostragem dividido em dois períodos distintos: instabilidade e estabilidade hidrodinâmicas, estabelecidos com base na variabilidade climática registrada durante 2008 - 2009. Este período foi influenciado por um forte fenômeno La Niña (CPTEC/INPE, 2010), que promoveu modificações hidrodinâmicas no reservatório.

O período de instabilidade hidrodinâmica correspondeu aos meses de março a junho de 2008 (primeira instabilidade hidrodinâmica) e fevereiro a junho de 2009 (segunda instabilidade hidrodinâmica), quando foram registrados elevados índices pluviométricos na região. O período de estabilidade hidrodinâmica foi equivalente aos meses de julho de 2008 a janeiro de 2009, coincidindo com o período de estiagem característico da região semi-árida. Os resultados obtidos durante estes períodos foram comparados com os resultados registrados durante um estudo anterior, realizado sob condições neutras em 2006 e 2007, quando não houve influência por fenômenos climáticos (El Niño ou La Niña) (Chellappa et al., 2009). As coletas durante o período de condição neutra foram obtidas em horários semelhantes aos do presente estudo. Esses períodos foram determinados com base em dados de precipitação obtidos na estação meteorológica da Empresa de Pesquisa Agropecuária do Rio Grande do Norte (EMPARN), localizada na cidade de Ipanguaçu, a 20 km do reservatório. Além disso, também foram obtidos na EMPARN os dados de volume de água do reservatório (m^3) e velocidade do vento (km.h^{-1}).

O local de amostragem foi estabelecido próximo ao talude da barragem, onde o tempo de residência da água é maior. No entanto, durante períodos de elevados índices pluviométricos, o fluxo de água para fora do reservatório ocorre primeiro nesta zona, podendo ser detectada intensa modificações físicas, químicas e biológicas, após a renovação da água.

Os parâmetros limnológicos foram avaliados a partir de amostras de água da superfície, meio e fundo da coluna d'água. Foram registrados *in situ* alguns parâmetros físicos e químicos, tais como: condutividade elétrica (μScm^{-1}), temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) e pH, utilizando uma sonda com sensores multiparâmetros Multi WTW 340i e a transparência da água (m), por meio do disco de Secchi.

As concentrações de Fósforo Solúvel Reativo (PSR) (APHA, 1992), Fósforo Total (PT) (Strickland & Parsons, 1960), N-nitrato (N-NO_3) (Golterman et al., 1978), N-nitrito (N-NO_2^-) (Strickland & Parsons, 1960), N-amoniaco (N-NH_4^+) (Golterman et al., 1978), Nitrogênio Total (NT) (Valderrama, 1981) e concentração de clorofila, após extração com acetona 90% (Marker et al., 1980), foram determinados através de métodos espectrofotométricos (espectrofotômetro Biochrom Libra S6).

A análise qualitativa do fitoplâncton foi realizada a partir de amostras obtidas com rede de plâncton com abertura de malha $20\mu\text{m}$, através da qual foram filtrados 50L de água utilizando uma bomba de sucção STIHL e as amostras fixadas com formol 4%. As amostras para análises quantitativas foram coletadas com uma garrafa de Van Dorn e fixadas com solução de Lugol. Após a contagem, amostras da superfície, meio e fundo foram integralizadas. Durante os períodos de amostragem, a comunidade fitoplanctônica foi analisada em relação a sua composição taxonômica, considerando o biovolume das espécies (mm^3L^{-1}), o qual foi calculado através do volume dos organismos multiplicado pela densidade de cada espécie (ind.mL^{-1}). A contagem do fitoplâncton (células, filamentos e colônias) foi realizada sob um microscópio binocular (Nikon Eclipse E200). O volume individual baseou-se em aproximações geométricas específicas propostas por Hillebrand et al. (1999). A mucilagem dos organismos coloniais foi incluída no cálculo do biovolume. A diversidade de espécies foi obtida através do índice de Shannon-Wiener (Shannon & Weaver, 1949).

As espécies foram inseridas em grupos morfofuncionais de acordo com uma classificação recente desenvolvida por Kruk et al. (2010), com base na morfologia das espécies como um meio de caracterização funcional da comunidade fitoplanctônica. As amostras do zooplâncton foram obtidas nos mesmos perfis verticais da coluna d'água, sendo filtrados 200L de água através da rede de plâncton com abertura de malha $68\mu\text{m}$. Os organismos foram fixados em formol (4%) e as espécies identificadas com o auxílio de um microscópio estereoscópico ZEISS Stemi SV6 e um microscópio óptico ZEISS Axioskop 2 Plus acoplado a uma câmera AxioCam ZEISS HRC. A biomassa dos

organismos zooplancônicos foi calculada por meio da fórmula descrita por Bottrell et al. (1976).

Análises Estatísticas

A normalidade e homogeneidade da variância foram analisadas através do teste de Kolmogorov-Smirnov e Bartlett, respectivamente. Diferenças significativas nas variáveis ambientais entre os períodos de estudo foram avaliadas através da análise de variância (ANOVA) e teste de Kruskal-Wallis, com comparação múltipla de Student-Newman-Keuls (SNK), com o auxílio do software SigmaStat 3.5.

Análise de correspondência canônica (ACC) foi realizada para determinar a relação entre os grupos fitoplanctônicos e as seguintes variáveis ambientais: N-NO₃, N-NH₄⁺, PSR, NT, PT e Biomassa dos grupos zooplancônicos (Copepoda, Cladocera, Rotifera e Ostracoda). O teste de Monte Carlo com 999 permutações irrestritas foi realizado para avaliar a importância dos eixos da ACC e das variáveis que definiram esses eixos (Ter Braak & Verdonschot, 1995). Assim, foi possível testar a significância das variáveis ambientais e biológicas que determinam os padrões de biovolume dos grupos fitoplanctônicos com base na sua morfologia. A análise de ordenação foi realizada pelo programa CANOCO 4.5.

Resultados

Condição das variáveis ambientais

Diferentes padrões pluviométricos foram observados entre os períodos de instabilidade hidrodinâmica do presente e do estudo realizado durante condição climática neutra (ANOVA, $p < 0,05$) (Fig. 1a). Os três seguintes hidroperíodos foram observados: o primeiro período de instabilidade, estabilidade e segundo período de instabilidade hidrodinâmica. O volume de água do reservatório Armando Gonçalves Ribeiro, durante os dois períodos de instabilidade hidrodinâmica foram significativamente diferentes do período de estabilidade (ANOVA, $p < 0,05$) e uma diferença significativa também foi observada no volume de água entre os períodos de La Niña e condição de neutralidade climática (Fig. 1b). A amplitude de temperatura foi medida e diferiu do período atípico (Fig. 1c). De modo que a temperatura da água demonstrou uma diferença média de 2,32 °C durante o primeiro período de instabilidade em relação ao período neutro.

A profundidade do reservatório variou de 9 a 25 metros e a transparência da água de 0,38 a 1,5 m, com diferença significativa entre os períodos de estudo (ANOVA, $p < 0,05$) (Fig. 2). Velocidades de vento mais elevadas ocorreram no início do período de estabilidade ($6,97 \pm 2,2 \text{ km.h}^{-1}$), enquanto que durante os períodos de instabilidade, os valores médios foram de $2,5 \pm 1,1 \text{ km.h}^{-1}$ durante a primeira e $1,4 \pm 0,5 \text{ km.h}^{-1}$ para a segunda instabilidade hidrodinâmica.

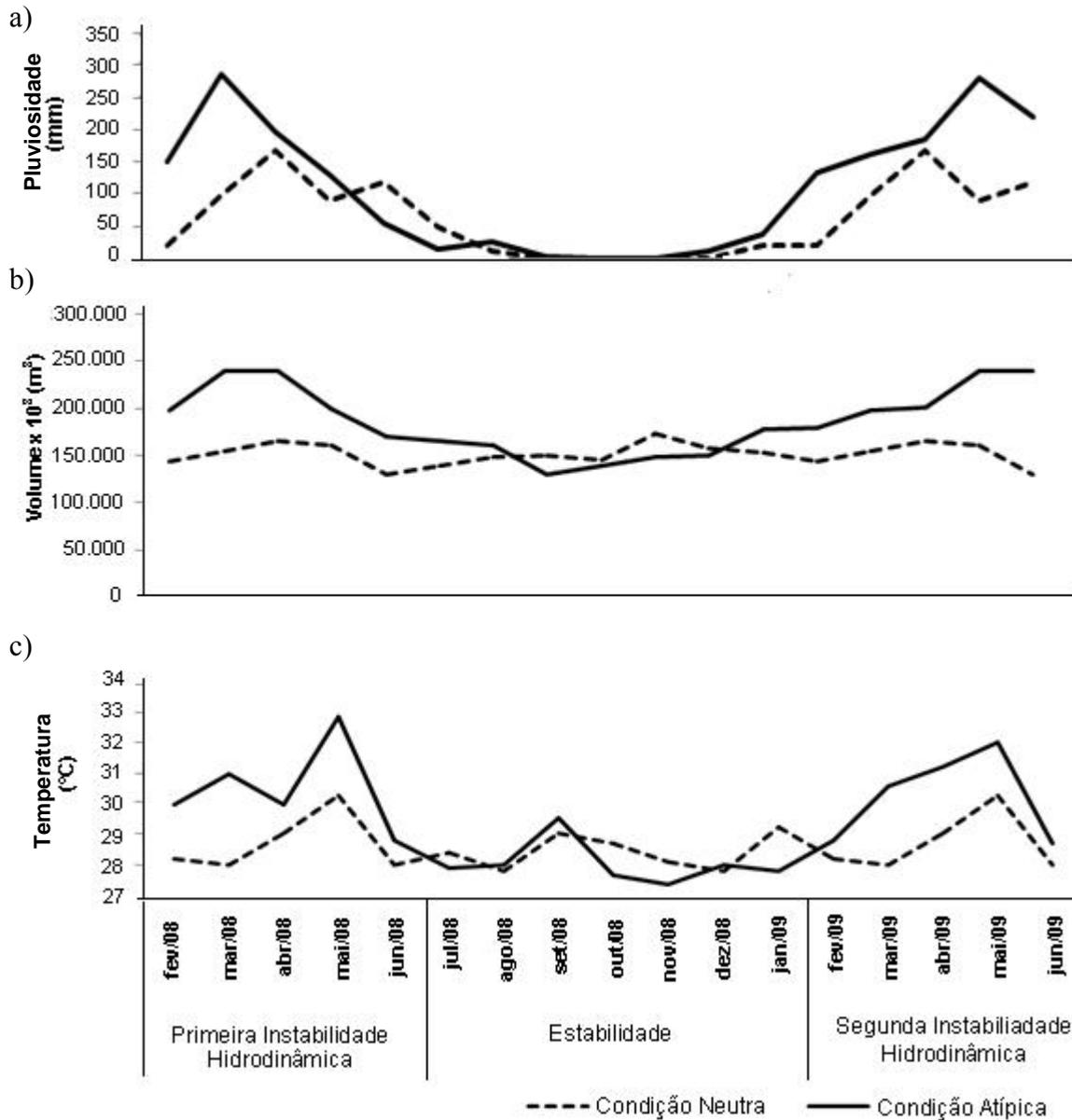


Figura 1. Variação temporal da pluviosidade (a), volume de água (b) e temperatura da água (c) no Reservatório Armando Ribeiro Gonçalves, durante condição neutra (2006-2007) e atípica (2008-2009).

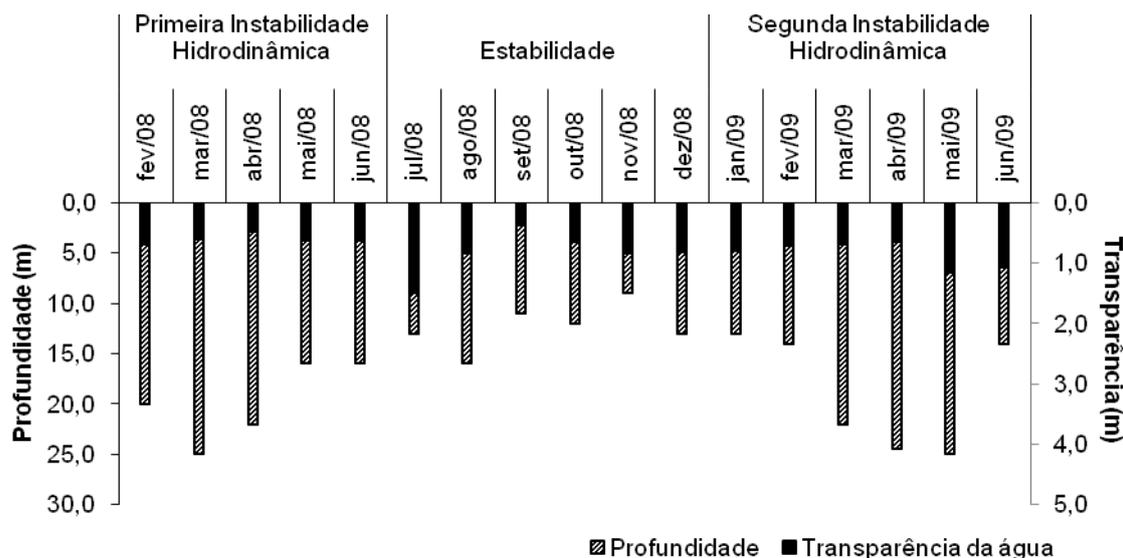


Figura 2. Transparência da água (m) e profundidade (m) do Reservatório Armando Ribeiro Gonçalves, durante o período de estudo.

A temperatura da água exibiu uma maior homogeneidade ao longo do perfil vertical durante o período de segunda instabilidade hidrodinâmica e demonstrou uma leve estratificação térmica durante o fim da primeira instabilidade hidrodinâmica e início do período de estabilidade, com diferenças médias de 0,8 e 3,2 °C (Fig. 3a). Valores significativamente mais reduzidos de pH foram registrados durante os períodos de instabilidade quando comparados ao período de estabilidade (ANOVA, $p < 0.05$; Fig. 3b). A condutividade elétrica apresentou elevados valores no início da primeira instabilidade, coincidindo com os meses que precedem o extravasamento de água do reservatório (Fig. 3c).

A ressuspensão do sedimento provocada pela mistura de água durante os períodos de instabilidade favoreceu elevadas concentrações de nitrato ao longo de todo perfil vertical. Concentrações homogêneas de nutrientes e significativamente menores foram observadas durante o período de estabilidade em relação à instabilidade (ANOVA, $p < 0,05$) (Fig 4a). As concentrações de nitrito-N e N-amoniacal foram significativamente menores do que os de N-nitrato (ANOVA, $p < 0,05$), exceto para o período de estabilidade, onde as concentrações de N-amoniacal foi significativamente mais elevada (ANOVA, $p < 0,05$) (Fig. 4b e 4c). Os níveis de PSR foram elevados durante o estudo, com valores médios entre $202 \pm 32 \mu\text{g.L}^{-1}$ durante a segunda instabilidade e $375,1 \pm 87 \mu\text{g.L}^{-1}$ no período de estabilidade hidrodinâmica, com

diferenças significativas em relação a cada período de estudo (ANOVA, $p < 0,05$) (Fig. 4d).

As concentrações médias de nitrogênio total foram significativamente reduzidas ao longo dos períodos de estudo (Kruskall-Wallis, $p < 0,05$), com valores mínimos e máximos que variaram de 90 a 972,92 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Fig. 4e). Por outro lado, as concentrações de fósforo total foram mais elevadas na segunda instabilidade hidrodinâmica e observada no referido período uma maior homogeneidade ao longo da coluna d'água (Fig. 4f).

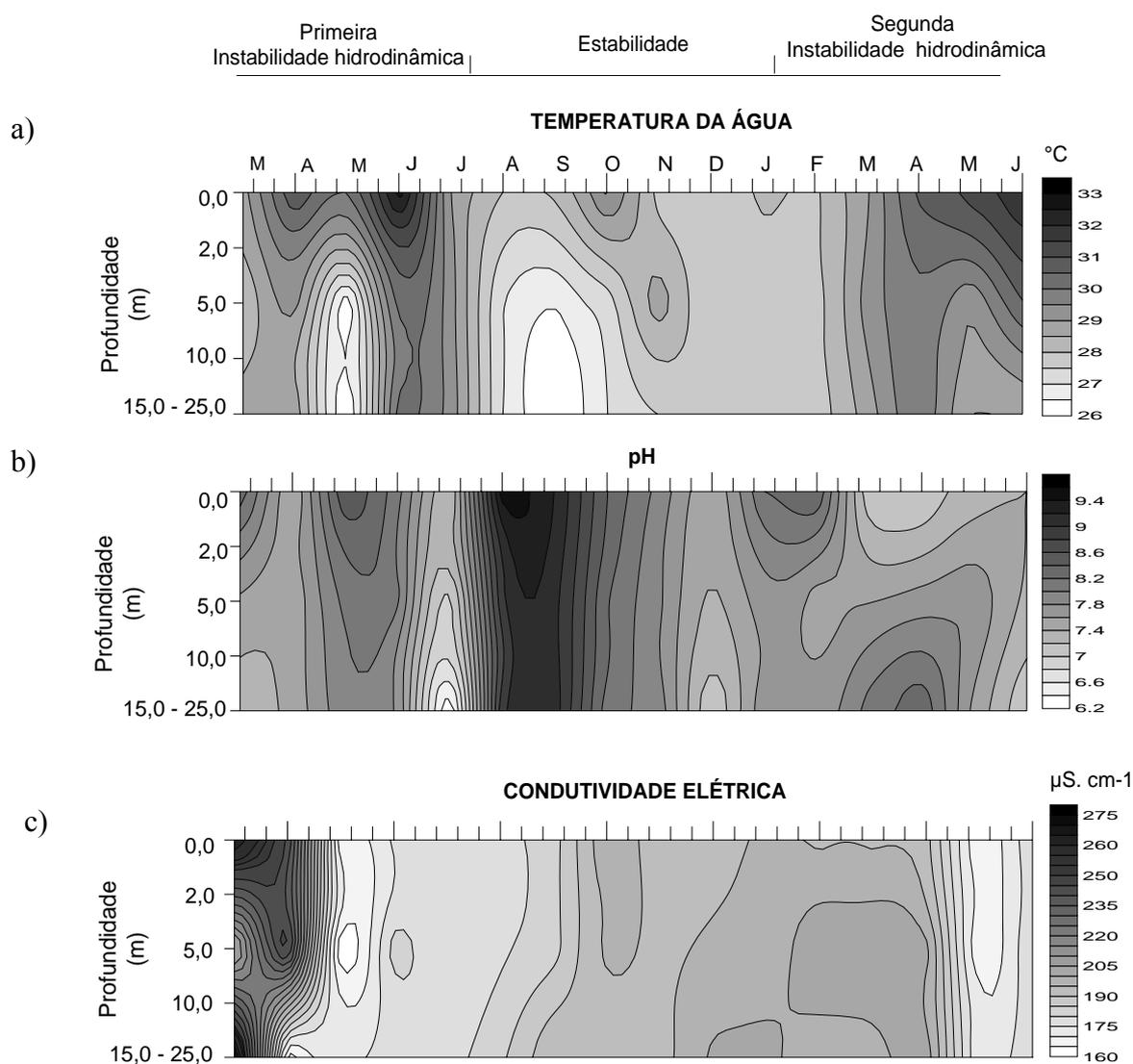


Figura 3. Perfil vertical em isolinhas dos fatores físicos e químicos ao longo do período estudado no Reservatório Armando Ribeiro Gonçalves.

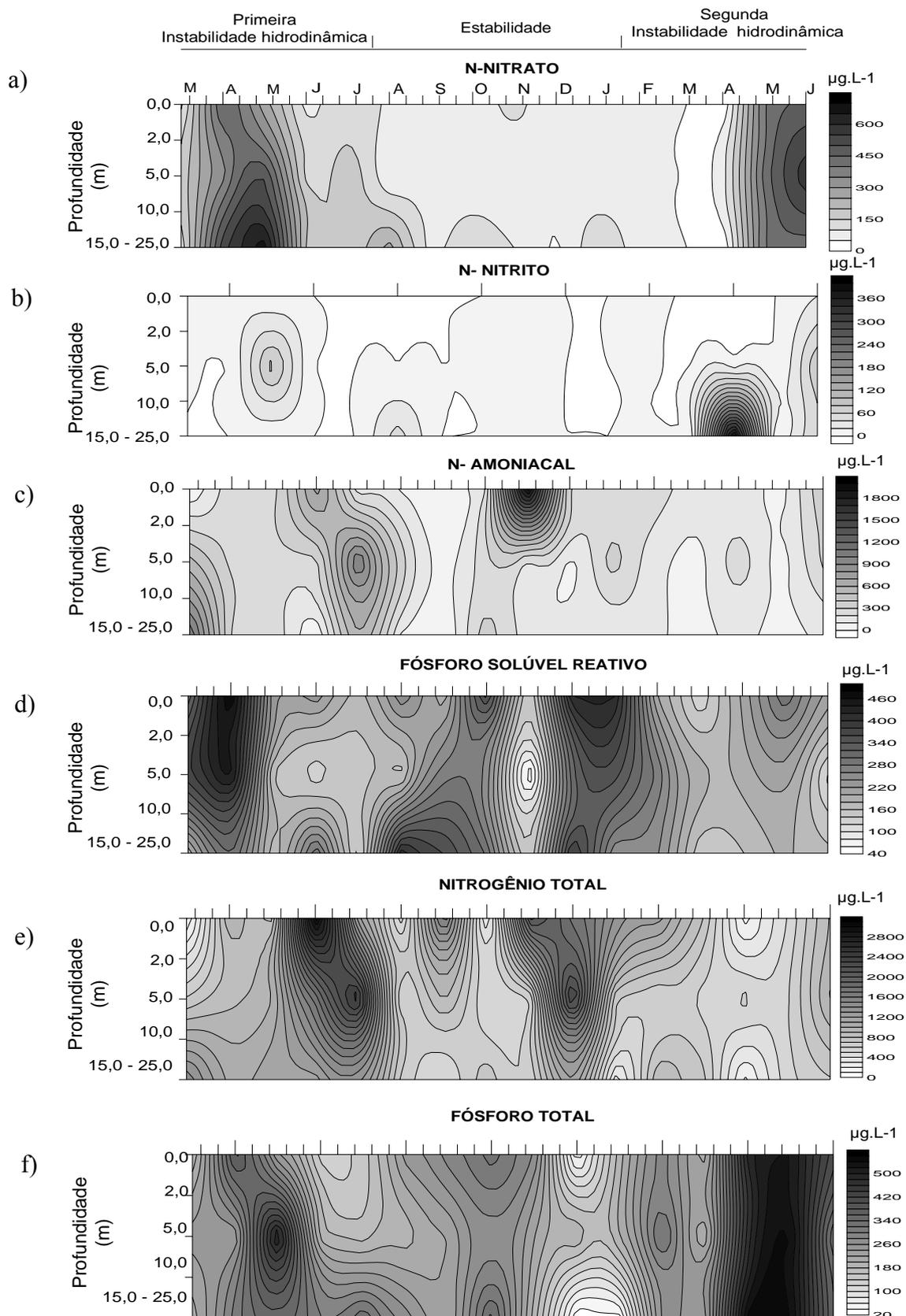


Figura 4. Perfil vertical em isolinhas das concentrações dos nutrientes inorgânicos e totais, ao longo do período estudado no Reservatório Armando Ribeiro Gonçalves.

Comunidade fitoplanctônica: Composição, diversidade e grupos morfofuncionais (MBFG)

O total de 53 táxons (spp) foi identificado durante o período de estudo: 17 durante o a primeira instabilidade, 26 no período de estabilidade e 32 na segunda instabilidade hidrodinâmica. A classe com a maior frequência de ocorrência durante o estudo foi Cyanobacteria (27 táxons), seguida por Chlorophyceae (12 táxons) e Bacillariophyceae (8 táxons). As demais classes de algas encontradas foram Euglenophyceae, Dinophyceae e Xanthophyceae (6 táxons). Os táxons registrados durante o período de estudo foram agrupados de acordo com suas características morfofuncionais (Tabela 1). A variação temporal dos grupos funcionais baseados na morfologia (MBFG) é mostrada na Figura 5. A distribuição de espécies e diversidade apresentou um padrão diferente entre os três hidroperíodos. No primeiro período de instabilidade hidrodinâmica, a diversidade revela um valor mais baixo ($H' = 1,54$) e predomínio de espécies coloniais mucilaginosas (MBFG VII), principalmente *Microcystis aeruginosa* (Kützing) Kützing.

O índice de diversidade das espécies durante o período de estabilidade foi de 1,99. Durante os dois primeiros meses deste período (Julho e Agosto de 2008) foi observada uma ampla ocorrência de MBFG I, VI e VII. No entanto, na maioria dos meses houve predominância de cianobactérias filamentosas (MBFG III) com coexistência das espécies *Planktothrix agardhii* (Gomont) Anagnostidis et Komárek, *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju, *Geitlerinema splendidum* (Greville ex Gomont) Anagnostidis e *Anabaena circinalis* (Rabenhorst) Bornet & Flahault, que acumularam uma biomassa de $28\text{mm}^3\text{L}^{-1}$.

O índice de diversidade foi significativamente mais elevado durante o segundo período de instabilidade hidrodinâmica ($H' = 3,23$) em comparação com os outros períodos de estudo (ANOVA, $p < 0,05$), com predominância de flagelados unicelulares (MBFG V), representados principalmente por *Volvox aureus* Ehrenberg e ocorrência significativa de espécies filamentosas (MBFG III), como *Komvophoron minutum* (Skuja) Anagnostidis & Komárek, além de espécies coloniais (MBFG VII), representada pelas Chlorophyceae *Coelosphaerium kuetzingianum* Nägeli e *Snowella lacustris* (Chodat) Komárek (Fig. 5a).

Tabela 1. Características morfológicas dos Grupos Funcionais Baseados na Morfologia (MBFG), de acordo com Kruk, et al., (2010) e táxons registrados em cada período com destaque (negrito) para as espécies co-dominantes (biovolume > 30 mm³.L⁻¹). IH. Instabilidade Hidrodinâmica; S. Superfície; V. Volume.

MBFG	Morfologia	Táxons		
		Primeira IH	Estabilidade	Segunda IH
I	Organismos pequenos com elevada relação S/V.	<i>Staurastrum leptocladum</i> Nordstedt; <i>Synechococcus sp.</i> Nageli; <i>Merismopedia punctata</i> Meyen	<i>Staurastrum leptocladum</i> Nordstedt; <i>Synechococcus sp.</i> Nageli	<i>Staurastrum leptocladum</i> Nordstedt; <i>Trachydiscus verrucosus</i> Ette.; <i>Synechococcus sp.</i> Nageli
III	Filamentos longos com aerótopos.	<i>Komvophoron minutum</i> (Skuja) Anagnostidis & Komárek; <i>Planktothrix agardhii</i> (Gomont) Anagnostidis & Komárek;	<i>Anabaena circinalis</i> (Kützing) Rabenhorst; <i>Anabaena planktonica</i> Lemn; <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> Woloszynska; <i>Geitlerinema splendidum</i> (Greville ex Gomont) Anagnostidis; <i>Komvophoron minutum</i> (Skuja) Anagnostidis & Komárek; Lyngbya sp.; <i>Planktolingbya limnetica</i> (Lemmermann) Komarková-Lengnerová; <i>Planktothrix agardhii</i> (Gomont) Anagnostidis & Komárek; <i>Pseudophormidium batrachospermi</i> Starmach; <i>Oscillatoria sp.</i> ; <i>Rivularia sp.</i>	<i>Anabaena circinalis</i> (Kützing) Rabenhorst ; <i>Anabaena planktonica</i> Lemn; <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> Woloszynska; <i>Geitlerinema splendidum</i> (Greville ex Gomont) Anagnostidis; <i>Komvophoron minutum</i> (Skuja) Anagnostidis & Komárek <i>Planktothrix agardhii</i> (Gomont) Anagnostidis & Komárek; <i>Planktothrix mougeotii</i> (Bory ex Gomont) Anagnostidis & Komárek; <i>Pseudanabaena limnetica</i> (Lemmermann) Komárek; <i>Oscillatoria sp.</i>
IV	Organismos de médio tamanho	<i>Raphidiopsis curvata</i> Fritsch	<i>Sphaerocavum sp.</i> Azevedo &	<i>Raphidiopsis curvata</i> Fritsch;

	sem características especializadas.		Sant`Anna; <i>Phormidium richardsii</i> Drouet	<i>Spirulina</i> sp Turpin ex Gomont; <i>Sphaerocavum</i> sp. Azevedo & Sant`Anna; <i>Cylindrocapsa geminella</i> ; <i>Phormidium richardsii</i> Drouet; <i>Glaucospira laxissima</i> West <i>Phacus</i> sp; <i>Volvox aureus</i> Ehrenberg
V	Flagelados unicelulares de tamanho médio a grande.	<i>Peridinium gatunense</i> Nygaard; <i>Volvox aureus</i> Ehrenberg; <i>Chlamydomonas globosa</i> Snow		
VI	Organismos não-flagelados com exoesqueleto silicoso.	<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	<i>Asterionella formosa</i> ; <i>Frustulia rhomboides</i> Ehrenberg; <i>Navicula</i> sp. Ehrenberg; <i>Synedra ulna</i> (Nitzsch) Ehrenberg	<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen; <i>Frustulia rhomboides</i> Ehrenberg; <i>Navicula</i> sp.; <i>Synedra ulna</i> (Nitzsch) Ehrenberg; <i>Aphanocapsa delicatissima</i> West & West; <i>Asterococcus</i> sp.; <i>Coelosphaerium kuetzingianum</i> Nageli ; <i>Chrococcus turgidus</i> (Kützing) Nageli; <i>Eucapsis</i> sp.; <i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Kützing ; <i>Microcystis panniformis</i> Komárek et al; <i>Microcystis protocystis</i> Crow; <i>Oocystis lacustris</i> Chodat; <i>Snowella lacustris</i> (Chodat) Komárek
VII	Colônias com mucilagem.	<i>Chrococcus turgidus</i> (Kützing Nageli); <i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Kutzing; <i>Microcystis panniformis</i> Komárek et al; <i>Microcystis protocystis</i> Crow; <i>Oocystis lacustris</i> Chodat; <i>Snowella lacustris</i> (Chodat) Komárek	<i>Chrococcus turgidus</i> (Kützing) Nageli; <i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Kützing ; <i>Microcystis panniformis</i> Komárek et al; <i>Microcystis protocystis</i> Crow; <i>Oocystis lacustris</i> Chodat;	
	BIOVOLUME TOTAL	52,7 mm ³ L ⁻¹	85,3 mm ³ L ⁻¹	45,3 mm ³ L ⁻¹

Comunidade zooplanctônica: Composição e diversidade

Os grupos dominantes e espécies no reservatório Armando Ribeiro Gonçalves foram principalmente os Copepoda Calanoida (*Notodiaptomus cearensis* Wright e *Notodiaptomus iheringi* Wright), juntamente com Copepoda Cyclopoida (*Thermocyclops decipiens* Kiefer e *Mesocyclops* sp.), seguidos por Ostracoda, Cladocera (*Diaphanosoma spinulosum* Herbst, *Ceriodaphnia cornuta rigaudi* Sars, *Ceriodaphnia cornuta cornuta* Sars, *Bosmina hagmanni* Stingelin, *Daphnia gessneri* Herbst), Rotífera (*Brachionus havanaensis* Rousselet, *Brachionus rotundiformis* Tschugunoff, *Brachionus dolabratus* Haring, *Brachionus falcatus* Zacharias, *Keratella tropica* Apstein, *Filinia longiseta* Ehrenberg, *Filinia opoliensis* Zacharias, *Rotaria neptunia* Ehrenberg) e Oligochaeta.

Não houve diferença significativa na diversidade dos grupos zooplanctônicos entre o primeiro período de instabilidade, estabilidade e segunda instabilidade hidrodinâmica, com valores médios de $2,15 \pm 2,1$; $2,45 \pm 1,45$ e $2,67 \pm 3,21$, respectivamente (ANOVA, $p > 0,05$).

Embora a diversidade tenha sido semelhante, as espécies que ocorreram em cada período demonstraram um padrão diferente na composição da comunidade. Assim, durante a primeira instabilidade uma elevada abundância de Ostracoda foi registrada em março e abril de 2008, coincidindo com a época de maior precipitação, extravasamento de água do reservatório e conseqüente aumento na turbidez. Elevada biomassa de Copepoda Calanoida ocorreu no final desse período, com abundância de *Notodiaptomus iheringi* e *Notodiaptomus cearensis*, que coexistiram em proporções semelhantes, e com biomassa média de $44,9 \text{ mm}^3\text{L}^{-1}$ e $34,3 \text{ mm}^3\text{L}^{-1}$ (Kruskall-Wallis, $p > 0,05$).

A maior abundância de *N. cearensis* e Copepoda Cyclopoida (*Thermocyclops decipiens*) foi encontrada durante o período de estabilidade, exceto em outubro de 2008, quando uma abundância de Rotífera foi observada, representada pelas espécies *Brachionus havanaensis*, *Keratella tropica* e *Filinia longiseta*. O mês de janeiro de 2009 correspondeu uma fase de transição entre o período de estabilidade e segunda instabilidade hidrodinâmica, com alta ocorrência de Ostracoda.

A coincidência nos valores médios de biomassa dos Copepoda Calanoida (*N. cearensis*) e dos Ostracoda ocorreu durante o segundo período de instabilidade hidrodinâmica, com $56,4 \text{ mm}^3\text{L}^{-1}$ e $62,3 \text{ mm}^3\text{L}^{-1}$, respectivamente. Houve maior abundância de Ostracoda durante o mês em que ocorreu o extravasamento de água do

reservatório. A variação temporal dos grupos componentes do zooplâncton é ilustrada na Figura 5b.

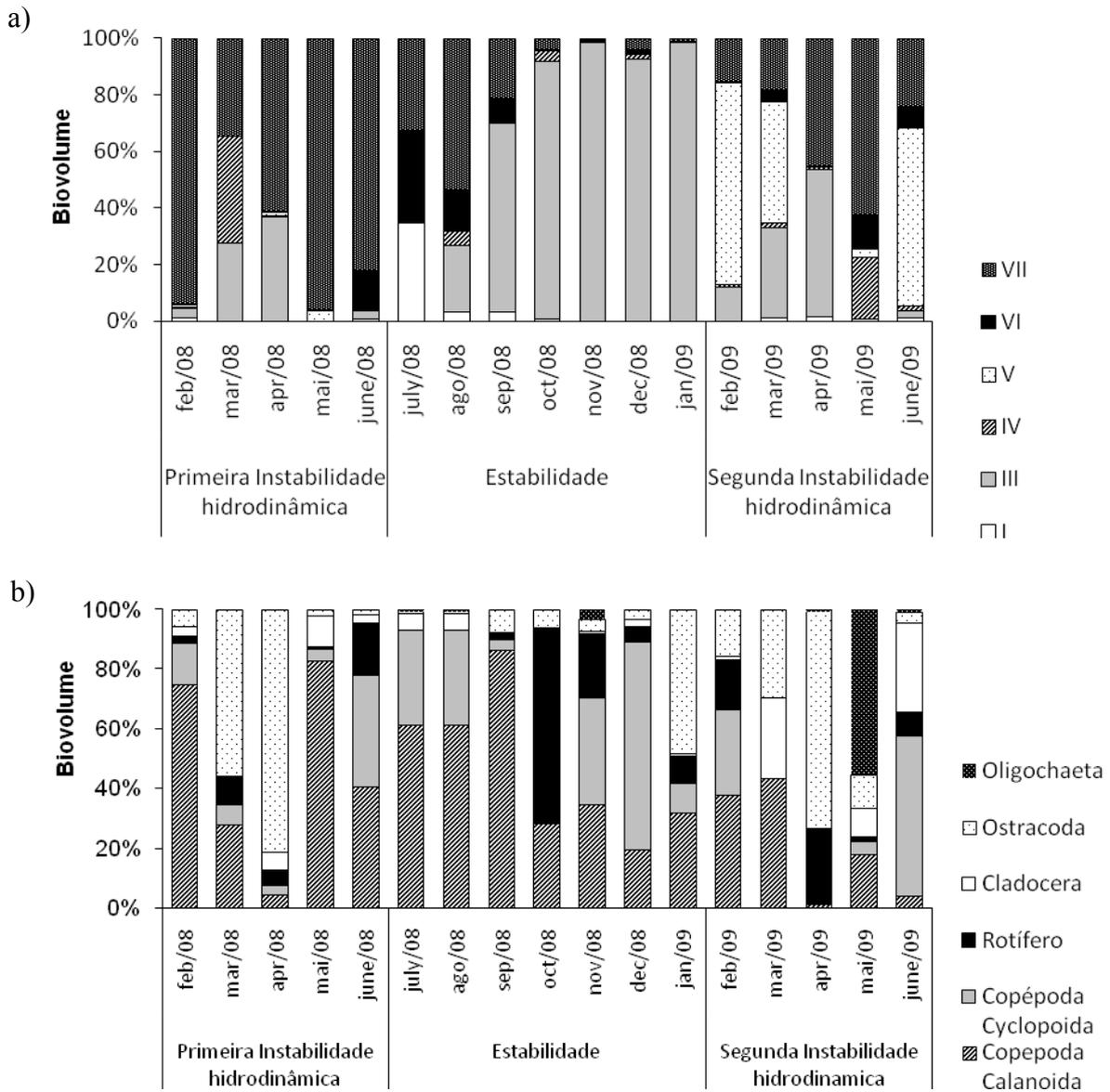


Figura 5. Variação temporal do biovolume da comunidade fitoplancônica e zooplancônica no reservatório Armando Ribeiro Gonçalves. a) Fitoplâncton: Grupos Funcionais Baseados na Morfologia (MBFG); b) Grupos zooplancônicos e bentônicos presentes na coluna d'água.

Análise dos MBFG x variáveis ambientais e biológicas

As relações entre as variáveis ambientais mensuradas e os períodos amostrados no reservatório Armando Ribeiro Gonçalves estão ilustrados na Figura 6. As

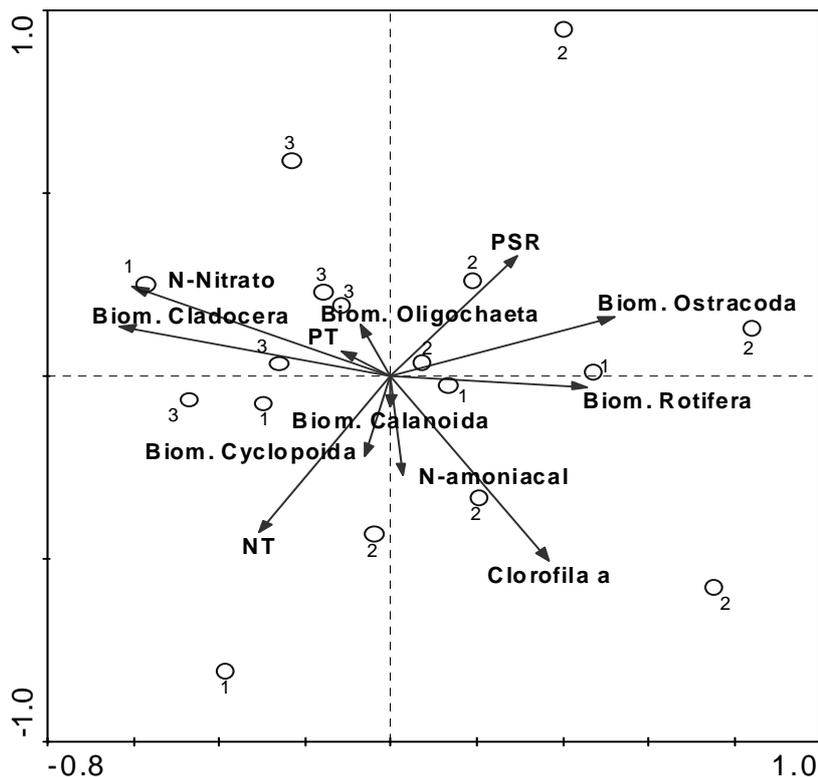
associações entre os MBFGs e estas variáveis estão apresentadas na Figura 6b. A ACC pôde explicar como as variáveis ambientais influenciaram na distribuição temporal dos grupos fitoplanctônicos. Os eigenvalores associados aos dois primeiros eixos da ACC foram 0,067 e 0,022, que explicaram respectivamente, 64,9% e 21,6% da variância dos dados (Monte Carlo, $p < 0,05$).

A ACC foi interpretada considerando a distribuição das variáveis ambientais e biológicas em cada quadrante do gráfico. Assim, o MBFG I parece ter uma forte influência sobre as concentrações de clorofila a, e está relacionado com baixas concentrações de N-amoniaco. Além disso, este grupo ocorre na presença de biomassas significativas de Copepoda Calanoida, principalmente durante o período de estabilidade. Os MBFGs III, IV e VI, tendem a estar relacionados com elevadas concentrações de PSR e baixa abundância de Ostracoda, características encontradas durante o período de estabilidade. A classe de cianobactérias pertencentes ao MBFG III ocorreu durante todo o período de estudo, coincidindo principalmente com os meses em que os níveis PSR estiveram elevados.

De acordo com a ACC, o MBFG V demonstrou uma relação significativa, principalmente com as concentrações de N-nitrato e biomassa de Cladocera. A ordenação destas variáveis ambientais nos períodos de estudo esteve mais relacionada com o segundo período de instabilidade hidrodinâmica, caracterizado por uma maior abundância relativa na biomassa de Cladocera, principalmente em março e junho de 2009. As maiores concentrações de nitrato também foram observadas nos últimos meses do referido período.

O MBFG VII mostrou uma forte relação com o nitrogênio total. A ordenação das variáveis ambientais com os períodos de estudo pode explicar as maiores concentrações de NT em alguns dos meses dos três hidroperíodos, especialmente durante a primeira instabilidade e estabilidade hidrodinâmica (Fig. 7a e 7b). A biomassa do MBFG VII, que ocorre durante a primeira instabilidade representada principalmente pela espécie *Microcystis aeruginosa* e na segunda instabilidade por *Coelosphaerium kuetzingianum* e *Snowella lacustris*, geralmente é menor quando a biomassa de Ostracoda é mais abundante ($r = -0,65$, $p < 0,05$). Nestes mesmos períodos, a biomassa de Copepoda Calanoida foi positivamente correlacionada com o MBFG VII ($r = 0,52$, $p < 0,05$).

a)



b)

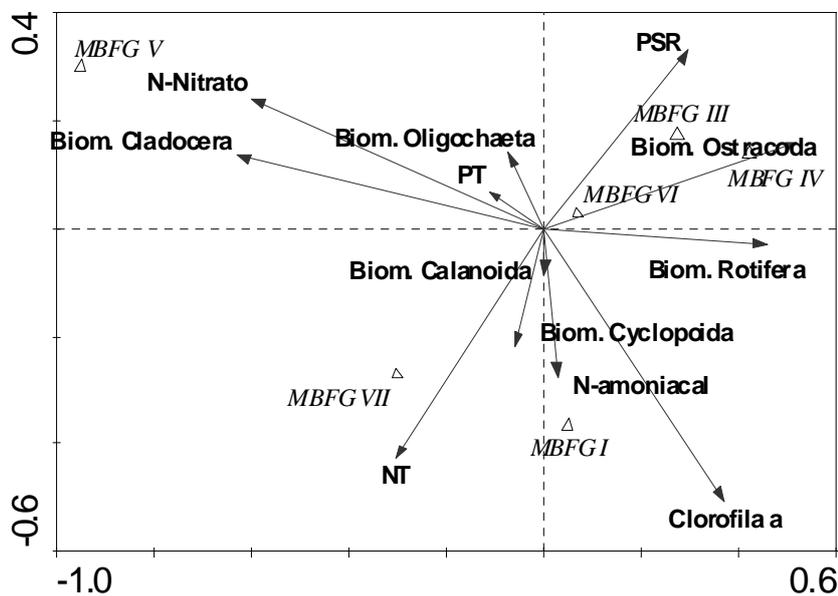


Figura 6. Primeiro e segundo eixos da Análise de Correspondência Canônica (CCA) ilustrando: a) A distribuição das variáveis ambientais em relação aos períodos estudados 1. Primeira instabilidade hidrodinâmica; 2. Estabilidade hidrodinâmica e 3. Segunda instabilidade hidrodinâmica; b) Distribuição das variáveis ambientais em relação aos grupos funcionais baseados na morfologia (MBFG).

Discussão

O fenômeno La Niña foi o principal fator ambiental que modificou a estrutura morfofuncional e desencadeou variações temporais da comunidade fitoplanctônica a partir de um período de estabilidade e instabilidade ao longo do ciclo anual estudado.

Os mecanismos envolvidos na composição das espécies são fortemente influenciados por processos autogênicos (ressuspensão de nutrientes do sedimento, interações competição-coexistência, abundância de herbívoros) e alogênicos (mistura induzida pelos ventos, elevados índices pluviométricos, renovação do corpo d'água) que favorecem a sucessão de espécies melhor adaptadas às condições ambientais prevalentes.

A sucessão dos grupos morfofuncionais MBFG VII (primeira instabilidade), MBFG III (estabilidade) e MBFG III / V / VII (segunda instabilidade), demonstram que o curto intervalo de tempo entre um extravasamento de água e outro pode desencadear uma série de alterações nas características físicas, químicas e biológicas do sistema. A anomalia pluviométrica registrada no presente estudo está relacionada com as alterações climáticas, e o distúrbio ecológico provocado pela renovação da água consiste em uma estratégia de adaptação regional ligada a morfologia funcional das espécies globalmente elaborada e estratégias adaptativas propostas para o fitoplâncton de água doce (Reynolds, 1988).

A dominância de espécies de cianobactérias filamentosas (MBFG III), juntamente com freqüentes eventos de floração de espécies coloniais (MBFG VII) foi relatada anteriormente, durante um período de condição climática neutra (Chellappa et al. 2009). Resultado semelhante foi encontrado no presente estudo, durante os períodos de primeira instabilidade e de estabilidade hidrodinâmica. A transição entre os referidos períodos foi marcada por diversas modificações no reservatório, com resposta qualitativa e quantitativa da comunidade fitoplanctônica.

O pH neutro a alcalino, elevada condutividade elétrica e maior concentração de nutrientes, tais como nitrato e o PSR estimularam a predominância do grupo MBFG VII, o qual apresentou também tolerância à estratificação térmica. Um aumento na biomassa de Ostracoda na coluna de água foi observado durante a primeira instabilidade hidrodinâmica, possivelmente resultante do extravasamento de água do reservatório e ressuspensão do sedimento. Nesta condição, a redução do MBFG VII pode estar associada a uma maior herbivoria, de modo que os Ostracoda competem com os Copepoda Calanoida por recursos alimentares.

A estabilidade térmica e de nutrientes na coluna de água, entre outros fatores, foram as características ambientais que favoreceram a dominância do grupo MBFG III durante o período de estabilidade hidrodinâmica. Nos primeiros meses desse período, o pH fortemente alcalino e a marcante heterogeneidade térmica desencadearam uma sucessão caracterizada por uma mudança de MBFG VII para MBFG III. Isto coincidiu com uma maior homogeneidade térmica entre novembro de 2008 até o início de fevereiro de 2009.

A taxa máxima de crescimento de cianobactérias em lagos eutrofizados está freqüentemente relacionada a temperaturas acima de 25 °C, geralmente mais elevada do que a temperatura ótima observada para algas verdes ou diatomáceas (Kardinaal & Visser, 2005). Transparência e maior temperatura da água na superfície favorecem o estabelecimento de espécies como *Microcystis* sp., que apresentam requerimentos elevados de luminosidade, não dominando portanto, em condições limitantes deste recurso, fato este diagnosticado após eventos de instabilidade (Huissman et al. 1999). Diversas espécies de cianobactérias possuem sistema de transporte ativo para dióxido de carbono e bicarbonato, tornando-as eficientes competidores em elevados valores de pH, uma característica comum de lagos eutrofizados (Shapiro, 1990). O período de estabilidade do presente estudo revela principalmente dominância de cianobactérias, neste período o pH encontra-se alcalino e essa característica não é observada durante a segunda instabilidade, quando há uma modificação na composição de espécies fitoplanctônicas.

O comportamento do fósforo solúvel reativo apresenta similares concentrações durante a primeira instabilidade e estabilidade hidrodinâmica, portanto podemos inferir que este nutriente não estabelece um padrão determinado de influência na dominância dos grupos MBFG VII e MBFG III.

A baixa concentração de nitrogênio amoniacal em relação às outras formas nitrogenadas, no início da estabilidade hidrodinâmica é um indicativo que justifica a sucessão das cianobactérias coloniais – *Microcystis* sp. (MBFG VII) para filamentosas com heterocistos – *Anabaena circinalis* e *Aphanizomenon flos-aquae* (MBFG III), com posterior prevalência de espécies filamentosas sem heterocistos (*Planktothrix agardhii* e *Geitlerinema Splendidum*) quando há um aumento nas concentrações de nitrogênio amoniacal. Baseado em experimentos, Blomqvist et al. (1994) propôs a hipótese de que o nitrogênio pode explicar a dominância de cianobactérias filamentosas, onde espécies que não fixam nitrogênio são favorecidas em concentrações mais elevadas de nitrogênio

amoniacal, assim como demonstrado também por Klemer (1976) para espécies de *Planktothrix* sp.

Em elevadas biomassas de MBFG III, a abundância de Copepoda Calanoida é reduzida, sugerindo a não palatabilidade deste grupo pelos Calanoida. A maior biomassa de outros grupos de menor tamanho tais como, Rotifera e Copepoda Cyclopoida, pode ser atribuída à maior seletividade destes pelo alimento disponível, embora em menor quantidade. Algumas espécies de zooplâncton de tamanho pequeno parecem ser menos afetadas por cianobactérias ou desenvolvem maior tolerância do que espécies maiores, dominando a comunidade zooplanctônica em uma floração de cianobactérias filamentosas.

O tempo de residência da água no Reservatório Armando Ribeiro Gonçalves, até o início de 2008, foi de aproximadamente quatro anos. Portanto, o fluxo de água para fora do reservatório durante o primeiro período de instabilidade não foi suficiente para proporcionar marcante sucessão da comunidade fitoplanctônica, em relação ao período de condição neutra estudado por Chellappa et al. (2009). Situação semelhante foi encontrada por Hoyer et al. (2009) durante um estudo no Reservatório El Gerdal, sudoeste da Espanha, no qual foi observada a dominância por espécies clímax logo após um longo período sem troca de água e posterior sucessão funcional do fitoplâncton quando ocorreu um evento de perturbação externa.

As espécies tolerantes ao estresse pertencentes ao MBFG III e MBFG VII, que ocorrem na primeira instabilidade e estabilidade, podem ser inseridas nas categorizações funcionais (C-S-R estrategistas) adaptadas para ecologia do fitoplâncton por Reynolds (1997), atuando com sucesso durante eventos de distúrbio e permanecendo no sistema durante condições estáveis. Este autor sugeriu um sistema de estratégias adotado para vegetação e comunidade fitoplanctônica em que eventos de distúrbio resultam diretamente na redução da biomassa e que o estresse limita a taxa de crescimento, proporcionando a dominância de espécies tolerantes.

Durante a segunda instabilidade hidrodinâmica ocorre o aumento da diversidade fitoplanctônica, onde a elevada biomassa de cianobactérias potencialmente tóxicas (MBFG III) é substituída por espécies que não apresentam potencialidades tóxicas, representadas principalmente por *Volvox aureus* (MBFG V), *Aulacoseira granulata* (MBFG VI) e *Coelosphaerium kuetzingianum* (MBFG VII). Esta marcante mudança na estrutura dos grupos morfo-funcionais entre o fim do período de estabilidade e início da segunda instabilidade pode ser considerada consequência de um distúrbio intermediário

proporcionado pelo baixo tempo de residência da água no reservatório e esteve correlacionada com as baixas concentrações de fósforo solúvel reativo e elevadas concentrações de nitrato ao longo da coluna d'água. A hipótese de distúrbio intermediário prediz que a diversidade local de espécies é maximizada durante um evento de nível intermediário de distúrbio (Bongers et al., 2009).

A redução de espécies tóxicas durante a segunda instabilidade favoreceu o aumento na biomassa de Cladocera, tais como *Daphnia* sp. e *Diaphanosoma* sp., em relação aos demais períodos estudados. Diversos estudos laboratoriais têm comprovado a redução na taxa de crescimento e potencial reprodutivo de grandes Cladocera na presença de cianobactérias que produzem toxinas (de Bernardi & Giussani, 1990; Gustafsson et al., 2005; Hansson et al., 2007). Por outro lado, a menor biomassa de Cladocera durante a primeira instabilidade e estabilidade pode não estar relacionada à presença de microcistina uma vez que outros fatores, tais como, o tempo de acúmulo de alimento no aparato alimentar e insuficiência nutricional apresenta influência marcante na reprodução de determinados grupos zooplânctônicos, reduzindo sua biomassa nos ecossistemas (Ghodouani et al., 2006).

Conclusões

A intensificação das chuvas na Caatinga, semi-árido do Brasil, causou modificações ambientais com uma influência marcante na sucessão de espécies do fitoplâncton, que pode ser considerada uma adaptação positiva ao ambiente instável. Em geral, este estudo do plâncton demonstrou que mudanças na temperatura em nível regional aliada à pluviometria anormal resultaram em maior diversidade de espécies e consequente redução da dominância de cianobactérias potencialmente tóxicas no reservatórios eutrofizado estudado.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao CNPq (Conselho Nacional de Pesquisa e Desenvolvimento Tecnológico) pelo apoio financeiro concedido.

Referências

Ab`Saber, N.S., 1977. Problemática da desertificação e da savanização no Brasil intertropical. Geomorfologia 53: 1-19.

- APHA, AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 1992. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 16th Edition American Public Health Association, Washington.
- Behrenfeld, M.J., R.T. O'Malley, D.A. Siegel, C. R. McClain, J.L. Sarmiento, G.C. Feldman, A.J. Milliagan, P.G. Falkowski, E.M. Latelier & E.S. Boss, 2006. Climate-driven trends in contemporary ocean productivity. *Nature* 444: 752-755.
- Blomqvist, P., A. Pettersson, & P. Hyenstrand, 1994. Ammonium-nitrogen: A key regulatory factor causing dominance of non-nitrogen-fixing cyanobacteria in aquatic systems. *Archiv für Hydrobiologie* 132: 141-164.
- Bongers, F., L. Poorter, W.D. Hawthorne & D. Sheil, 2009. The intermediary disturbance hypothesis applies to tropical forests, but disturbance contributes little to tree diversity. *Ecology letters* 12: 798-805.
- Bottrel, H.H., A. Ducan, Z. Gliwicz, E. Grygierek, A. Herzig, A. Hillbricht-Ilkowska, H. Kurasawa, P. Larsson & T.A. Weglenska, 1976. Review of some problem in zooplankton production studies. *Norwegian Journal of Zoology* 24:419-456.
- Bouvy, M., S. M. Nascimento, R.J.R. Molica, A. Ferreira, V. Huszar & S.M.F.O. Azevedo, 2003. Limnological features in Tapacurá reservoir (northeast Brazil) during a severe drought. *Hydrobiologia* 493: 115-130.
- Chellappa, N.T., F.R.A. Câmara & O. Rocha, 2009. Phytoplankton community: Indicator of water quality in the Armando Ribeiro Gonçalves Reservoir and Pataxó Channel, Rio Grande do Norte, *Brazilian Journal of Biology* 69: 241-251.
- Costa, I. A. S., S.M.F.O. Azevedo, P.A.C. Senna, R.R. Bernardo, S. M. Costa & N.T. Chellappa, 2006. Occurrence of toxin-producing cyanobacteria blooms in a Brazilian semiarid reservoir. *Brazilian Journal of Biology* 66: 211-219.
- CPTEC/ INPE, Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos/Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2010. Available in: <http://www.cptec.inpe.br/> Accessed on: 05/05/2010.
- De Bernardi, R. & G. Giussani, 1990. Are blue-green algae a suitable food for zooplankton? An overview. *Hydrobiologia* 200/201: 29-41.
- Devercelli, M., 2010. Changes in phytoplankton morpho-functional groups induced by extreme hydroclimatic events in the Middle Paraná River (Argentina). *Hydrobiologia* 639: 5-19.
- Doney, S.C. 2006. Plankton in a warmer world. *Nature* 444:695-696

- Gerten, D. & R. Adrian, 2000. Climate-driven changes in spring plankton dynamics and the sensitivity of shallow polymictic lakes to the North Atlantic Oscillation. *Limnology and Oceanography* 45: 1058-1066.
- Ghodouani, A., B. Pinal-Alloul & E. Prepas, 2006. Could increased cyanobacterial biomass following harvesting cause a reduction in zooplankton body structure? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63: 2308-2317.
- Golterman, H.L., R.S. Clymo & M.A.M. Ohnstad, 1978. Methods for physical and chemical analysis of Freshwaters. IBP Handbook, Blackwell Sci. Publ. Oxford.
- Groisman, P.Y., R.W. Knight, D.R. Easterling, T.R. Karl, G.C. Hegerl & V. N. Razuvaev, 2005. Trends in intense precipitation in the climate Record. *Journal of Climate* 18: 1326-1350.
- Gustafsson, S., K. E. Rengefors & L-A. Hansson, 2005. Increased consumer fitness following transfer of toxin tolerance to offspring via maternal effects. *Ecology* 86: 2561-2567.
- Hansson, L-A., S. Gustafsson, K. Rengefors & L. Bomark, 2007. Cyanobacterial chemical warfare affects zooplankton community composition. *Freshwater Biology* 52: 1290-1301.
- Hillebrand, H., C.D. Durselen, D. Kirschtel, U. Pollinger & T. Zohary, 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology* 35: 403-421.
- Hoyer, A.B., E. Moreno-Ostros, J. Vidal, J.M. Blanco, R.L. Palomino-Torres, A. Basanta, C. Escor & F.J. Rueda, 2009. The influence of external perturbations on the functional composition of phytoplankton in a Mediterranean reservoir. *Hydrobiologia* 636: 49-64.
- Huissman, J., R. R. Jonker, C. Zonneveld & F. J. Weissing, 1999. Competition for light between phytoplankton species: Experimental tests of mechanistic theory. *Ecology* 80: 211-222.
- Huszar, V.L.M. & C.S. Reynolds, 1997. Phytoplankton periodicity and sequences of dominance in an Amazonian flood-plain (Lago Batata, Pará, Brazil): responses to gradual environmental change. *Hydrobiologia* 346: 169-181.
- Kardinaal, W. E. A. & P. M. Visser, 2005. Dynamics of Cyanobacterial toxins: Sources of variability in microcystin concentrations. In Huissman J., C. P. M. Hans & P.M. Visser (eds), *Harmful Cyanobacteria*. Aquatic Ecology Series. Springer, Netherlands: 41-64.

- Klemer A. R. 1976. The vertical distribution of *Oscillatoria agardhii* var. *isothrix*. *Archiv für Hydrobiologie* 78: 343-362.
- Kruk, C., V.L.M. Huszar, E.T.H.M. Peeters, S. Bonilla, L. Costa, M. Lurling, C.S. Reynolds & M. Scheffer, 2010. A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshwater Biology* 55: 614-727.
- Marengo, J. A. & P. L. S. Dias, 2006. Mudanças climáticas globais e seus impactos nos recursos hídricos. In Rebouças, A.C., B. Braga & J.G., Tundisi (eds.), *Águas Doces no Brasil: Capital Ecológico, Uso e Conservação*. Escrituras editora, São Paulo 3: 63-108.
- Marker, A.F.H., E.A. Nusch, H. Rai & B. Riemann, 1980. The measurements of photosynthetic pigments in freshwater and standardization of methods: conclusions and recommendations. *Archives of Hydrobiologia Beih* 14: 91-106.
- Padisák, J., L.O. Crossetti & L. Nasseli-Flores, 2009. Use and misuse in application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia* 621: 1-19.
- Padisák, J., G. Borics, G. Fehér, I. Grigorszky, I. Oldal, A. Schmidt & Z. Zábóné-Doma, 2003. Dominant species and frequency of equilibrium phases in late Summer phytoplankton assemblages in Hungarian small shallow lakes. *Hydrobiologia* 502: 157-168.
- Rangel, L.M., L.H.L. Silva, M.S. Arcifa & A. Peticarrari, 2009. Driving forces of the diel distribution of phytoplankton functional groups in a shallow tropical lake (Lake Monte Alegre, Southeast, Brazil). *Brazilian Journal of Biology* 69: 75-85.
- Reynolds, C. S. 1988. Functional morphology and the adaptative strategies of freshwater phytoplankton. In Sandgren, C.D. (ed), *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge: 388-433.
- Reynolds, C. S., 1997. *Vegetation Processes in the Pelagic: A Model for Ecosystem Theory*. Ecology Institute, Oldendorf.
- Reynolds, C. S., V. L.M. Huszar, C. Kruk, L. Nasseli-Flores & S. Melo, 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 24: 417-428.
- Reynolds, C.S., 2000. Hydroecology of river plankton: The role of variability in channel flow. *Hydrological Processes* 14: 3129-3132.

- Salmaso, N. & J. Padisák, 2007. Morpho-functional groups and phytoplankton development in two
- Salmaso, N. 2003. Life strategies deep lakes (Lake Garda, Italy and Lake Stechlin, Germany). *Hydrobiologia* 578: 97-112., dominance patterns and mechanisms promoting species coexistence in phytoplankton communities along complex environmental gradients. *Hydrobiologia* 502: 13-36.
- Scheffer, M. 2004. Ecology of shallow lakes. Kluwer Academic Press., Amsterdam.
- Shannon, C.E. & W. Weaver, 1949. The Mathematic Theory of Communication. University of Illinois Press, Urbana.
- Shapiro, J. 1990. Current beliefs regarding dominance by blue-greens: the case for the importance of CO₂ and pH. *Verhandlungen Internationale Vereinigung fuer Theoretische und Angewandte Limnologie* 24: 38-54.
- Strickland, J. D. & T. R. Parsons, 1960. A manual of sea water analysis. *Bulletin of Fisheries Reserch Board of Canada* 125: 1-185.
- Ter-Braak, C.J.F. & P.F.M. Verdonschot, 1995. Canonical correspondence analysis ad related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic Sciences* 57: 255-289.
- Valderrama, G.C. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry* 10: 109-122.
- Whitfield, J. 2010. All creatures great and small. *Nature* 413: 342-344.

**INFLUÊNCIA AMBIENTAL NA COMPOSIÇÃO E BIOMASSA DA
COMUNIDADE PLANCTÔNICA EM RESERVATÓRIO EUTROFIZADO DO
SEMI-ÁRIDO BRASILEIRO**

Fabiana R. A. Câmara^{1,2}, Odete Rocha³, Naithirithi T. Chellappa⁴

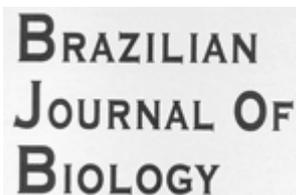
¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos. Rodovia Washington Luiz, São Paulo, SP, Brasil e ²Unidade Acadêmica Especializada em Ciências Agrárias, Universidade Federal do Rio Grande do Norte. RN 160, Km 03, Distrito de Jundiá – Macaíba/RN, Brasil. Fone: +55843271-1113. Email. fabirac@gmail.com

³Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva, Universidade Federal de São Carlos. Rodovia Washington Luiz, São Paulo, SP, Brasil. Fone: +551633518322. Email. doro@ufscar.br

⁴Departamento de Oceanografia e Limnologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Av. Via Costeira, s/n. Natal/RN, Brasil. Fone: +558433424950. Email. chellappa@dol.ufrn.br

Título resumido: Composição e biomassa planctônica em reservatório eutrofizado

Artigo a ser submetido para publicação na revista *Brazilian Journal of Biology*



**BRAZILIAN
JOURNAL OF
BIOLOGY**

ISSN 1519-6984 *versão impressa*

Qualis CAPES: Nacional B2

Área: Ecologia e Meio Ambiente

ABSTRACT

The present study details dynamics of planktonic community to understand trophic interrelations based on abiotic and biotic components and to relate how these variables influence the structure and composition of planktonic community in a eutrophic reservoir in the tropical semiarid State of Rio Grande do Norte. It is also aimed to detect the crucial components to be used for reservoir management to improve water quality of eutrophic ecosystem. Monthly samplings were made during two different phases: Hydrodynamic Instability and Hydrodynamic Stability, of an annual cycle of 2008-2009. The abiotic variables analysed were the water temperature, transparency, turbidity, electrical conductivity, pH, total and inorganic nutrients (N-nitrate, N-nitrite, N-ammoniacal and soluble reactive phosphorus, total nitrogen and total phosphorus). The results demonstrate a significant shift in plankton composition during the hydrodynamic instability and stability period during an El Niño event. Second hydrodynamic phase coincided with high rainfall incidence, and was characterized by strong water mixture, high turbidity and low residence time. Together, these stimulated non toxic Cyanophyceae species and also specific members of Chlorophyceae and Bacillariophyceae. The annual succession and increased phytoplankton diversity during the period suggest the increased rain a instability in the water column results in better quality of the water for human consumption. The zooplankton community displays the abundant biomass of nauplii, copepodites and Cladocera during the SIH; it also indicates the improvement of water quality in the Armando Ribeiro Gonçalves reservoir.

Key words: Hydrodynamic event, Rainfall, Eutrophication, Plankton Biomass.

RESUMO

O presente estudo detalha a dinâmica da comunidade planctônica para entender as inter-relações tróficas baseadas em componentes bióticos e abióticos e relaciona como estas variáveis influenciam na estrutura, composição, abundância e diversidade da comunidade planctônica em um reservatório eutrofizado da região tropical semi-árida do estado do Rio Grande do Norte. Além disso, detecta possíveis componentes cruciais que determinam uma melhoria na qualidade da água em ecossistemas eutrofizados. Amostragens mensais foram realizadas durante duas fases distintas: Instabilidade hidrodinâmica e Estabilidade hidrodinâmica em um ciclo anual de 2008-2009. As variáveis abióticas analisadas foram a temperatura da água, transparência, turbidez, condutividade elétrica, pH, nutrientes inorgânicos e totais (N-nitrato, N-nitrito, N-amoniaco e fósforo solúvel reativo, nitrogênio total e fósforo total). Os resultados demonstram uma mudança significativa na composição do plâncton ao longo dos períodos de instabilidade e estabilidade hidrodinâmica. No período de Segunda Instabilidade Hidrodinâmica (SIH), correspondente aos meses de fevereiro a junho de 2009, foi registrado um maior índice pluviométrico. Este período foi significativo devido à forte mistura da água do reservatório, elevada turbidez, baixo tempo de residência da água, o que estimulou uma elevada biomassa de espécies de cianobactérias não tóxicas e presença de membros de clorofíceas e bacilariofíceas. A sucessão anual e aumento da diversidade fitoplanctônica durante este período tende a indicar uma melhor qualidade da água para consumo humano. A comunidade zooplanctônica inclui uma abundante biomassa de náuplios, copepoditos e cladóceros durante a SIH, o que também indica uma melhor qualidade da água no reservatório Armando Ribeiro Gonçalves.

Palavras-chave: Eventos de hidrodinâmica, Pluviosidade, Eutrofização, Biomassa do Plâncton

INTRODUÇÃO

A importância das comunidades planctônicas tem sido reconhecida, uma vez que implica na produção e consumo primário de matéria orgânica nos ecossistemas de água doce (Wetzel, 1983). Um objetivo central dos ecologistas aquáticos é entender a interação entre as espécies de fitoplâncton e zooplâncton na cadeia alimentar, atribuindo os custos-benefícios desta interação (Edmondson, 1991).

Na ecologia do plâncton, especialmente a distribuição da comunidade zooplanctônica em águas doces, a relação existente foi debatida em dois importantes paradigmas: 1) através do modelo de controle ambiental envolvendo a regulação por processos "bottom-up", o que sugere o papel dominante dos fatores físicos e químicos ao longo de gradientes ambientais ou dos nutrientes durante abordagens experimentais (Downing e McCauley, 1992) e, 2) através do modelo de controle biótico por processos "top-down", como por exemplo as interações tróficas e predação (Carpenter & Kitchell 1988).

A teoria da cadeia alimentar prevê que o nível de produtividade primária pelo fitoplâncton determina o número de níveis tróficos. No entanto, a proliferação do fitoplâncton em lagos eutrofizados altera a estrutura desta comunidade em favorecimento de espécies de cianobactérias tóxicas, reduzindo a diversidade mediante o fluxo de nutrientes e abundância de consumidores (Flower et al., 2001; Costa et al., 2006; Ayache et al., 2009; Ramdani et al., 2009).

Nos últimos anos, inúmeras são as contribuições relacionadas à comunidade fitoplanctônica e zooplanctônica em ecossistemas de água doce, sendo a maioria baseada na variação sazonal, estrutura geral, diversidade ou dominância das espécies associadas a condições eutróficas (Bicudo et al., 1999; Matsumura-Tundisi & Tundisi, 2003; Fonseca & Bicudo, 2008; Almeida et al., 2009).

No semi-árido brasileiro, a maioria dos reservatórios encontra-se em estado mesotrófico tendendo à eutrofização. Tal fato reflete uma característica dinâmica da comunidade fitoplanctônica com baixa diversidade ou dominância de espécies de cianobactérias tóxicas ou não-tóxicas, estimulada por elevadas concentrações de compostos nitrogenados e fosfatados. Deste modo, as comunidades planctônicas são fortemente influenciadas por uma série de fatores abióticos e bióticos, e o papel das diferentes forças ecológicas determinam a distribuição e abundância das espécies (Bouvy et al., 1999; Câmara et al., 2009).

Estudos realizados nas últimas duas décadas registram que nos reservatórios do Rio Grande do Norte, os nutrientes inorgânicos tais como nitrogênio total, fósforo total, ortofosfato e nitrato desempenham papel fundamental na estrutura, composição, diversidade das espécies e na concentração de clorofila a (Chellappa & Costa, 2003, Costa et al., 2006; Chellappa et al., 2009a).

Eventos climáticos tais como El Niño e La Niña podem proporcionar variações nas concentrações de nutrientes em relação ao regime hidrodinâmico e induzir uma maior diversidade de espécies fitoplanctônicas. Nesta condição, clorofíceas e bacilariofíceas passam a se desenvolver oferecendo uma melhor qualidade alimentar ao zooplâncton e promovendo conseqüentemente um maior equilíbrio nos ecossistemas aquáticos (Chellappa et al., 2009a).

No presente estudo, o principal objetivo foi analisar o padrão de distribuição temporal das comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica do reservatório Armando Ribeiro Gonçalves, dando ênfase à composição, biomassa, riqueza, dominância, abundância e frequência de ocorrência das espécies, verificando quais variáveis bióticas e abióticas foram mais representativas durante um período de pluviosidade atípica, influenciado pelo evento climático La Niña.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O reservatório Armando Ribeiro Gonçalves (ARG) está situado no semi-árido brasileiro, entre as coordenadas 05° 49'25" S e 36° 51'12" W. Consiste no último reservatório da bacia do rio Piranhas-Assu e suas águas apresentam um elevado grau de eutrofização decorrente do elevado aporte de nutrientes provenientes de esgotos domésticos e fertilizantes agrícolas utilizados nas atividades de fruticultura na região do Vale do Assu (Costa et al. 2006; Câmara et al. 2009; Chellappa et al., 2009b).

Amostragens e Análises

Amostras mensais foram coletadas durante dois períodos distintos: instabilidade hidrodinâmica e estabilidade hidrodinâmica, delimitados de acordo com os índices pluviométricos da região que demonstraram um padrão atípico influenciado pelo fenômeno La Niña. O período de instabilidade foi subdividido em Primeira Instabilidade Hidrodinâmica (PIH), correspondendo aos meses de março a junho/2008 e Segunda Instabilidade Hidrodinâmica (SIH) que se estendeu de fevereiro a junho/2009.

Já o período de Estabilidade Hidrodinâmica (EH) foi delimitado pelos meses de julho/2008 a janeiro/2009.

A caracterização limnológica do reservatório ARG foi baseada na medição de algumas variáveis físicas e químicas da água. Dentre as variáveis mensuradas, a temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), pH, condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) e concentração de oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) foram analisadas com o auxílio de sonda multiparâmetro WTW Multi 340i. A transparência da água, zona eufótica (Zeu) e o coeficiente de atenuação da luz (k) foram estimados através do Disco de Secchi. As concentrações dos nutrientes inorgânicos e totais foram determinadas para: N-nitrato, N-nitrito, N-amoniaco e Fósforo Solúvel Reativo (PSR), Nitrogênio Total (NT) e Fósforo Total (PT), através de métodos espectrofotométricos, de acordo com metodologias específicas (Mackereth et al., 1978).

Foram analisadas as razões N:P e concentração de clorofila *a* com as amostras da superfície, meio e fundo para melhor análise destas variáveis na coluna d'água. As razões N:P foram obtidas a partir dos valores de NT e PT. A clorofila-*a* foi extraída com acetona a 90% e analisada de acordo com métodos espectrofotométricos segundo Marker et al. (1980).

A densidade do fitoplâncton foi estimada por meio de contagem do número de células em câmara de Sedgewick-Rafter em microscópio óptico Nikon Eclipse E200. O biovolume algal foi estimado de acordo com Hillebrand et al. (1999) onde foram mensurados aproximadamente 30 organismos de cada espécie e os valores expressos em $\text{mm}^3\cdot\text{L}^{-1}$, tendo sido utilizado como uma estimativa da biomassa, visto que se a densidade for igual a 1, o biovolume corresponderá à massa, expressa em peso fresco, da célula algal.

Para analisar a estrutura da comunidade fitoplanctônica foram utilizados os seguintes atributos: riqueza de espécies, através do número total de táxon em cada amostra, densidade populacional ($\text{ind}\cdot\text{mL}^{-1}$) e equitabilidade obtida a partir da fórmula descrita por Pielou (1966). Espécies dominantes e abundantes foram descritas de acordo com Lobo e Leighton (1986). A diversidade de espécies foi calculada para os dados de biovolume de acordo com o índice de Shannon-Wiener (Shannon e Weaver, 1949) e expressa em $\text{bits}\cdot\text{ind}^{-1}$.

Análises de variância (ANOVA, $p < 0,05$) com aplicação do teste de comparação múltipla (Tukey, $p < 0,05$) foram utilizadas para verificar diferenças significativas entre os períodos estudados. Através da Análise de Componentes Principais (ACP), as

variáveis abióticas (pluviosidade, temperatura da água, pH, condutividade elétrica, N-nitrato, N-nitrito, N-amoniaco, fósforo solúvel reativo e nitrogênio total) e bióticas (fitoplâncton e zooplâncton) foram sintetizadas para determinar aquelas mais representativas em cada período, e desta maneira sumarizar as características limnológicas do reservatório. Os dados para todas as variáveis foram previamente transformados em $\log(n+1)$, uma vez que as variáveis utilizadas na análise estiveram constituídas por diferentes unidades. O software utilizado para a análise foi o XLSTAT 2008 (Trial version; Addinsoft, New York, USA).

RESULTADOS

Variação dos parâmetros climatológicos

No reservatório Armando Ribeiro Gonçalves, a precipitação total durante o período de pluviosidade atípica correspondeu a 1810 mm durante as fases de instabilidade hidrodinâmica, diferenciando significativamente do período chuvoso que ocorre em condições climáticas normais na região, com média em torno de 998 mm (ANOVA; $p < 0,05$). Normalmente as chuvas na região estudada ocorrem no mês de abril, durante o período de pluviosidade atípica os picos de chuva foram observados em março/08 (PIH); e em maio/09, durante a SIH, atrasando o pico de chuvas. Ausência de precipitações pluviométricas ocorreu principalmente nos meses de outubro (2008) e novembro (2008) correspondendo ao período de estabilidade hidrodinâmica, não havendo diferença significativa em relação ao período de estiagem, durante condições climáticas normais (ANOVA; $p < 0,05$).

A velocidade dos ventos foi mais elevada na EH ($6,97 \pm 2,2 \text{ km.h}^{-1}$), e os períodos de instabilidade apresentaram valores médios de $2,5 \pm 1,1 \text{ km.h}^{-1}$ na PIH e $1,4 \pm 0,5 \text{ km.h}^{-1}$ na SIH.

O nível de água e mistura na coluna d'água no reservatório foi influenciado pela entrada de água decorrente da elevada pluviosidade, o que proporcionou o extravasamento de água do reservatório, iniciando-se na PIH no mês de março (2008) e na SIH em maio (2009). Em períodos de condição climática normal o volume de água máximo é em média $1,65 \times 10^9 \text{ m}^3$ devido à baixa precipitação; e no presente estudo foi registrado volume máximo de $2,07 \times 10^9 \text{ m}^3$.

A temperatura do ar apresentou ciclo sazonal típico de regiões semi-áridas com mínimo de $29 \text{ }^\circ\text{C}$ em março (2009) e máximo de $40 \text{ }^\circ\text{C}$ em fevereiro (2008).

Varição dos parâmetros físicos e químicos

Os valores dos parâmetros físicos e químicos do reservatório ARG, durante os períodos de instabilidade e estabilidade hidrodinâmica, encontra-se ilustrada na Tabela 1.

A temperatura da água oscilou entre 26,9 °C e 32,8 °C durante os períodos de instabilidade, sendo que na SIH ocorreu menor oscilação entre os valores mínimos e máximos e no período de EH, a temperatura variou de 27,5 °C a 29,6 °C.

O coeficiente de atenuação da luz foi mais elevado de setembro a novembro (2008), correspondendo ao período de EH. A transparência da água apresentou valores mais altos após o extravasamento de água do reservatório, apesar do evento de mistura. A mistura da água foi proporcionada pelo elevado aporte de água das chuvas, favorecendo a ressuspensão do sedimento e significativa redução da biomassa fitoplanctônica (clorofila a).

O pH da água esteve alcalino ao longo dos três períodos estudados, com valores médios entre $7,7 \pm 0,1$ e $8,0 \pm 0,9$ (ANOVA, $p > 0,05$). Os maiores valores de pH foram observados no início do período de EH, ocorrendo uma pequena redução até o fim da SIH.

A condutividade elétrica foi maior durante a PIH ($202,6 \pm 36,5 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), coincidindo principalmente com os meses que antecede o extravasamento de água do reservatório. Posteriormente a este período ocorre uma diluição na água proporcionada pela elevada pluviosidade e consequente redução da condutividade elétrica.

As concentrações de NT reduziram ao longo do período estudado e, desta maneira, o N-amoniaco parece ser o principal nutriente inorgânico que favorece este decréscimo (ANOVA, $p < 0,05$). As concentrações dos nutrientes inorgânicos nitrogenados variaram ao longo do período estudado. As concentrações de nitrato foram mais elevadas do que de amônio, exceto durante a EH. As concentrações de N-amoniaco foram elevadas durante todo o estudo, variando de 126,6 a 780 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. O N-nitrito apresentou forte variação, com valores entre 0,0 e 135,0 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, de modo que concentrações mais elevadas ocorreram no fundo da coluna d'água, durante a SIH.

As concentrações de Fósforo Solúvel Reativo (PSR) não variaram significativamente ao longo dos períodos estudados (ANOVA, $p > 0,05$). O Fósforo Solúvel Reativo (PSR) influenciou sobremaneira nas concentrações de fósforo total (PT), principalmente durante a PIH.

A razão N:P foi mais elevada durante a EH com valor médio de $9,1 \pm 7,2$ com um extremo de 38 no mês de dezembro (2008) (Tukey, $p < 0,05$). Entre os períodos de instabilidade não foram observadas diferenças significativas, de modo que a média para a PIH foi de $5,4 \pm 1,2$ e para a SIH de $2,1 \pm 0,8$ (Tukey, $p > 0,05$) (Fig. 1).

As maiores concentrações de clorofila-*a* ocorreram no período de EH, entre os meses de setembro (2008) e novembro (2008), com valores entre $23,3 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $118,3 \mu\text{g.L}^{-1}$, coincidindo com o período em que houveram as menores razões N:P. Concentrações menores de clorofila *a* foram observadas durante a SIH, com valores mínimo e máximo de $7,4 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $20,9 \mu\text{g.L}^{-1}$ (Fig. 1).

A zona eufótica (Zeu) variou de 1,02 a 8,05m, havendo uma fase de água clara ($7,32 \pm 1,5\text{m}$) e uma fase de água turbida ($1,45 \pm 0,5\text{m}$), esta última correspondeu ao período de EH onde ocorre menor influxo de água para o reservatório, o que proporcionou a formação de florações algais e conseqüentemente maiores concentrações de biomassa fitoplanctônica (clorofila *a*).

Tabela 1. Valores mínimos e máximos (Mín-Máx) dos parâmetros físicos e químicos, durante os períodos de instabilidade e estabilidade hidrodinâmica no Reservatório Armando Ribeiro Gonçalves, RN. NT. Nitrogênio Total, PSR. Fósforo Solúvel Reativo, PT. Fósforo Total.

	Primeira Instabilidade hidrodinâmica	Estabilidade hidrodinâmica	Segunda Instabilidade hidrodinâmica
	Mín-Máx	Mín-Máx	Mín-Máx
Pluviometria (mm)	56,3 - 288,3	0 - 38,8	134,1 - 283,1
Temp. ar (°C)	30,3 - 40	30 - 37	29 - 35,7
Temp. água (°C)	28,9 - 32,8	27,5 - 29,6	28,8 - 32
Coef. Atenuação (m)	2,29 - 3,46	1,13 - 4,47	1,01 - 2,57
pH	7,44 - 8,19	6,7 - 9,153	7,54 - 7,843
Cond. Elét. ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	171,4 - 263,6	180,8 - 199,2	166,6 - 201,1
N- Nitrato ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	126,6 - 483,3	63,3 - 163,3	26,6 - 486,6
N- Nitrito ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	0 - 33	0 - 16,6	0 - 135,3
N- Amoniacal ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	270 - 546,6	23,3 - 780	60 - 273,3
NT ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	645,7 - 1986,6	520 - 1780	320 - 916,6
PSR ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	182,6 - 412,2	102,7 - 371,9	152,9 - 239,4
PT ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	198,3 - 366,6	86,6 - 316,6	220 - 533,3

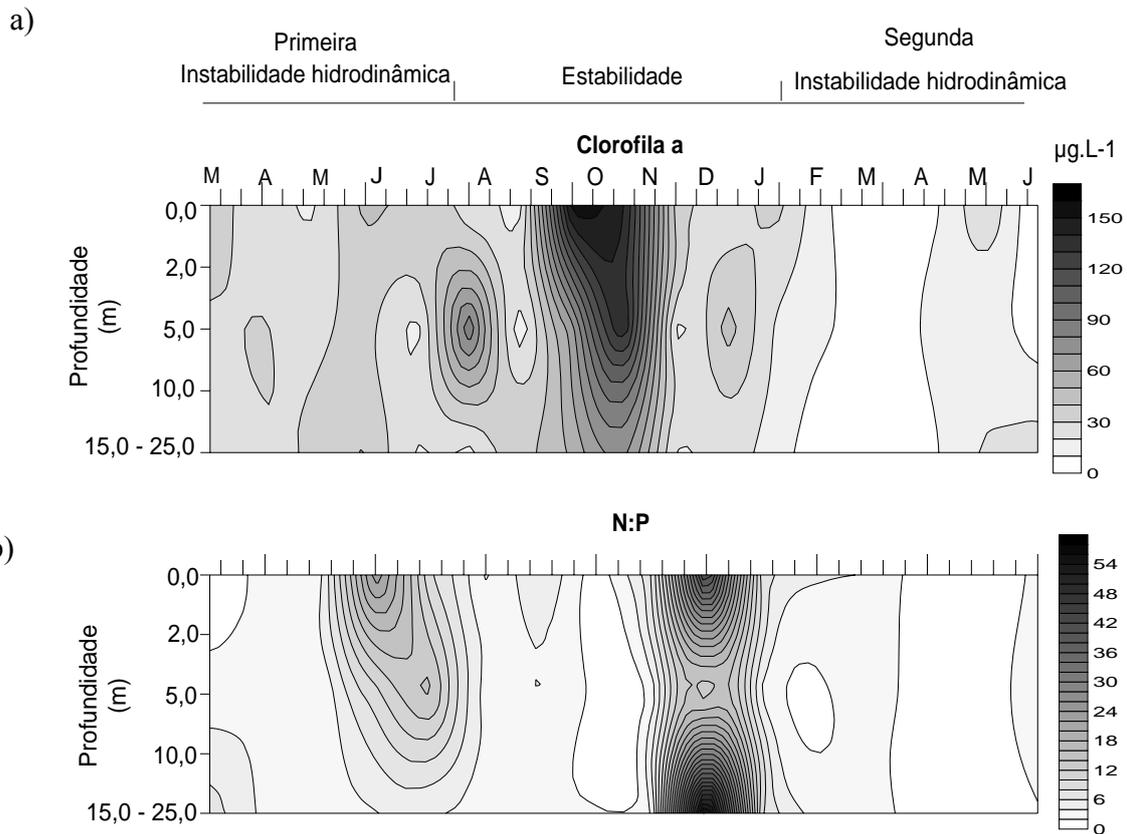


Figura 1. Perfil vertical em isolinhas das concentrações de: a) Clorofila *a* e b) razão N:P, durante os períodos de instabilidade e estabilidade hidrodinâmica no Reservatório Armando Ribeiro Gonçalves, RN. N. Nitrogênio; P. Fósforo

Dinâmica do plâncton

Na comunidade planctônica do reservatório ARG foram encontradas cinquenta e três espécies de fitoplâncton e trinta espécies de zooplâncton com uma marcante dinâmica na biomassa (biovolume), riqueza, diversidade e dominância de espécies, durante os períodos de instabilidade e estabilidade hidrodinâmica.

Comunidade fitoplanctônica

Os resultados da flutuação na biomassa das espécies fitoplanctônicas encontram-se ilustrados na figura 3. A densidade absoluta e a frequência de ocorrência das espécies em cada período estão representadas na tabela 2.

Os índices ecológicos da comunidade fitoplanctônica apresentaram uma baixa variação durante o estudo. A riqueza de espécies foi o único índice que apresentou diferença significativa entre os períodos de instabilidade e estabilidade hidrodinâmica (Tukey, $p < 0,05$), sendo registrados valores médios de $14,8 \pm 1,7$, $21,18 \pm 7,2$ e $12,36 \pm 4,3$ durante a PIH, EH e SIH, respectivamente. A dominância de espécies foi similar

durante todo o período de estudo sendo, no entanto, ligeiramente mais elevada na EH ($0,39 \pm 0,18$) (ANOVA, $p > 0,05$). A diversidade da comunidade fitoplanctônica foi mais elevada durante a SIH ($1,96 \pm 0,64 \text{ bits.ind}^{-1}$), sendo evidenciada neste período uma maior equitatividade das espécies ($2,4 \pm 0,21$). Os valores de diversidade apresentaram um padrão inversamente proporcional ao coeficiente de atenuação da luz (Fig. 2).

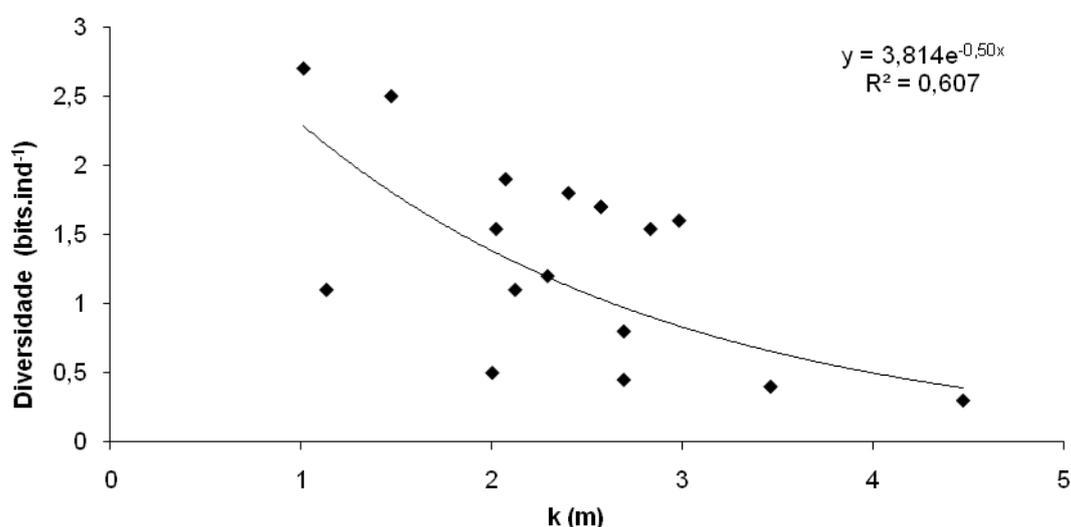


Figura 2. Relação entre o índice de diversidade da comunidade fitoplanctônica (bits.ind^{-1}) e o coeficiente de atenuação da luz - k (m) durante o período de estudo no Reservatório Armando Ribeiro Gonçalves, RN.

A classe Cyanophyceae esteve representada por 27 táxons e cada período estudado foi caracterizado por uma distinta composição das espécies. De modo que, durante a PIH foi registrada uma predominância das espécies *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis panniformis*, e *Microcystis protocystis* que apresentaram biomassas com valores médios de $14,5 \pm 2,1 \text{ mm}^3.\text{L}^{-1}$, $6,4 \pm 0,2 \text{ mm}^3.\text{L}^{-1}$ e $6,0 \pm 0,5 \text{ mm}^3.\text{L}^{-1}$, respectivamente, com diferenças estatísticas significantes em relação aos demais períodos estudados (ANOVA, $p < 0,05$). Na EH foi observada uma maior biomassa das espécies *Planktothrix agardhii*, *Anabaena circinalis* e *Anabaena planktonica*, as quais apresentaram biovolume com valores médios de $7,4 \pm 2,5 \text{ mm}^3.\text{L}^{-1}$, $12,3 \pm 3,2 \text{ mm}^3.\text{L}^{-1}$ e $5,9 \pm 2,1 \text{ mm}^3.\text{L}^{-1}$, respectivamente. A SIH foi marcada por uma maior diversidade de espécies e, portanto um período biologicamente mais equilibrado em relação à comunidade fitoplanctônica. Além disso, as espécies de Cyanophyceae que predominaram foram *Coelosphaerium kuetzingianum* e *Snowella lacustris*, que não

apresentam potencialidade tóxica e a biomassa correspondente às referidas espécies foram de $6,2 \pm 0,98 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ e $8,7 \pm 1,21 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$, respectivamente.

A classe Chlorophyceae esteve representada por 12 táxons, os quais apresentaram biomassa abaixo de $2,4 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$, não havendo diferença significativa entre a maioria das espécies durante os períodos estudados (ANOVA, $p > 0,05$), com exceção das espécies *Staurastrum leptocladum* ($5,8 \pm 0,8 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$) e *Volvox aureus* ($13,8 \pm 1,5 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$), as quais durante a SIH apresentaram valores mais elevados e estatisticamente diferente dos demais períodos (ANOVA, $p < 0,05$).

A classe Bacillariophyceae foi representada por 08 táxons. Apesar da intensa mistura da coluna d'água, não houve um estabelecimento desta classe durante a PIH, de modo que somente na EH foi observada uma maior biomassa das espécies *Aulacoseira granulata*, *Synedra ulna* e *Stephanodiscus hantzschii*, as quais apresentaram no total uma biomassa de $8,5 \pm 0,6 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$.

As classes Dinophyceae, Euglenophyceae e Xanthophyceae totalizaram uma biomassa de $3,45 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$. Dentre as espécies de Dinophyceae, *Peridinium gatunense* ocorreu somente durante a PIH, com biomassa de $0,45 \pm 0,1 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ e *Glenodinium* sp foi encontrado na EH, apresentando biomassa de $2,3 \pm 0,4 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$. As classes Euglenophyceae e Xanthophyceae estiveram representadas apenas pelas espécies *Phacus* sp. e *Trachydiscus verrucosus*, respectivamente, e ocorreram apenas durante a SIH com biomassas de $0,45 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ e $0,22 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$, respectivamente.

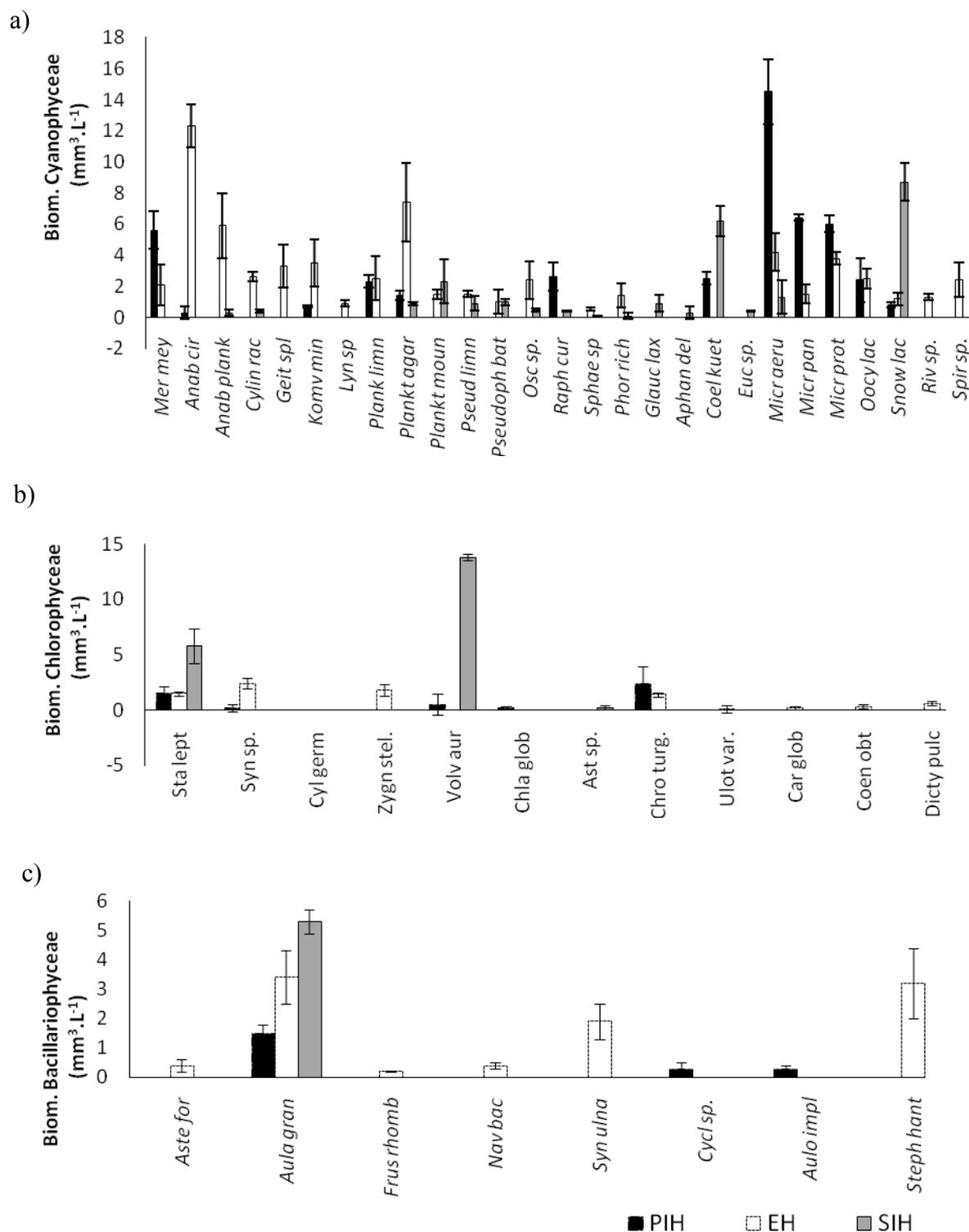


Figura 3. Dinâmica temporal da biomassa média ($\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$) dos grupos fitoplanctônicos mais abundantes durante a primeira instabilidade (PIH), estabilidade (EH) e segunda instabilidade hidrodinâmica (SIH), no reservatório Armando Ribeiro Gonçalves, RN. a) Cyanophyceae, b) Chlorophyceae e c) Bacillariophyceae.

Tabela 2. Composição da comunidade fitoplanctônica, Densidade (ind.ml⁻¹) e Frequência de Ocorrência (%), durante a primeira instabilidade, estabilidade hidrodinâmica e segunda instabilidade hidrodinâmica, no Reservatório Armado Ribeiro Gonçalves, RN.

		Primeira Instabilidade Hidrodinâmica		Estabilidade Hidrodinâmica		Segunda Instabilidade Hidrodinâmica	
		Densidade (Ind.ml ⁻¹)	FO (%)	Densidade (Ind.ml ⁻¹)	FO (%)	Densidade (Ind.ml ⁻¹)	FO (%)
BACILARIOPHYCEAE							
<i>Asterionella formosa</i> Ehrenberg	<i>Aste for</i>	0,0	Rara	3633,3	Rara	0,0	Rara
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenb.) Simonsen	<i>Aula gran</i>	157800,0	Rara	459816,7	Constante	950,0	Comum
<i>Cyclotella</i> sp.	<i>Cycl sp.</i>	96000,0	Rara	0,0	Rara	0,0	Rara
<i>Frustulia rhomboides</i> Ehrenberg	<i>Frus rhomb</i>	0,0	Rara	399816,7	Comum	0,0	Rara
<i>Navicula bacillum</i> Ehrenberg	<i>Nav bac</i>	0,0	Rara	916,7	Comum	0,0	Rara
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grunow	<i>Steph hant</i>	0,0	Rara	400,0	Comum	0,0	Rara
<i>Synedra ulna</i> (Nitzsch) Ehrenberg	<i>Syn ulna</i>	0,0	Rara	36033,3	Comum	16,7	Rara
CHLOROPHYCEAE							
<i>Asterococcus</i> sp.	<i>Ast sp.</i>	0,0	Rara	0,0	Rara	233,3	Comum
<i>Carteria globosa</i> Korshikov	<i>Car glob</i>	0,0	Rara	340,0	Rara	0,0	Rara
<i>Chlamydomonas globosa</i> Snow	<i>Chla glob</i>	40,0	Rara	0,0	Rara	0,0	Rara
<i>Chrococcus turgidus</i> (Kutz.) Nag	<i>Chro turg.</i>	180,0	Rara	83,3	Rara	0,0	Rara
<i>Coenocystis obtusa</i> Korshikov	<i>Coen obt</i>	0,0	Rara	230,0	Rara	0,0	Rara
<i>Cylindrocapsa geminella</i> Wolle var. Hansgirg	<i>Cyl germ</i>	0,0	Rara	0,0	Rara	0,0	Rara
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood	<i>Dicty pulc</i>	0,0	Rara	260,0	Rara	0,0	Rara
<i>Staurastrum leptocladum</i> Nordsted	<i>Sta lept</i>	6580,0	Rara	659983,3	Comum	0,0	Rara
<i>Synechococcus</i> sp.	<i>Syn sp.</i>	5580,0	Rara	118966,7	Comum	0,0	Rara
<i>Ulothrix variabilis</i> Kützing	<i>Ulot var.</i>	0,0	Rara	120,0	Rara	0,0	Rara
<i>Volvox aureus</i> Ehrenberg	<i>Volv aur</i>	65780,0	Rara	0,0	Rara	26200,0	Comum
<i>Zygn stel.</i>		0,0	Rara	96000,0	Comum	0,0	Rara
CYANOPHYCEAE							
<i>Anabaena circinalis</i> (Kutz.) Rab	<i>Anab cir</i>	1200	Frequente	381633,3	Comum	66,7	Comum
<i>Anabaena planktonica</i> Lemn	<i>Anab plank</i>	0,0	Rara	55300,0	Comum	216,7	Comum
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> West & West	<i>Aphan del</i>	0,0	Rara	0,0	Rara	66,7	Rara
<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i> Nageli	<i>Coel kuet</i>	61780,0	Comum	0,0	Rara	107966,7	Rara
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> Woloszynska	<i>Cylin rac</i>	0,0	Rara	81516,7	Constante	6416,7	Frequente
<i>Eucapsis</i> sp.	<i>Euc sp.</i>	0,0	Rara	0,0	Rara	116,7	Rara

Tabela 2. Continuação

		Primeira Instabilidade Hidrodinâmica		Estabilidade Hidrodinâmica		Segunda Instabilidade Hidrodinâmica	
		Densidade (Ind.ml ⁻¹)	FO (%)	Densidade (Ind.ml ⁻¹)	FO (%)	Densidade (Ind.ml ⁻¹)	FO (%)
<i>Geitlerinema splendidum</i> Anagnostidis	<i>Geit spl</i>	0,0	Rara	8783,3	Comum	0,0	Rara
<i>Glaucospira laxissima</i> West	<i>Glauc lax</i>	0,0	Rara	0,0	Rara	2333,3	Comum
<i>Komvophoron minutum</i> Anagnostidis & Komárek	<i>Komv min</i>	140,0	Comum	38000,0	Frequente	0,0	Rara
<i>Lyngbya</i> sp.	<i>Lyn sp</i>	0,0	Rara	10266,7	Comum	0,0	Rara
<i>Merismopedia punctata</i> Meyen	<i>Mer punc</i>	698680,0	Rara	8783,3	Comum	0,0	Rara
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kutzing) Kutzing	<i>Micr aeru</i>	3503100,0	Constante	2235950,0	Constante	1150,0	Comum
<i>Microcystis panniformis</i> Komárek	<i>Micr pan</i>	29112,5	Comum	5475,0	Rara	0,0	Rara
<i>Microcystis protocystis</i> Crow	<i>Micr prot</i>	57800,0	Rara	377816,7	Frequente	0,0	Rara
<i>Oocystis lacustris</i> Chodat	<i>Oocy lac</i>	4476,0	Comum	66,7	Comum	0,0	Rara
<i>Oscillatoria</i> sp.	<i>Osc sp.</i>	0,0	Rara	9233,3	Comum	8783,3	Comum
<i>Phormidium richardsii</i> Drouet	<i>Phor rich</i>	0,0	Rara	148266,7	Comum	33,3	Rara
<i>Planktolingbya limnetica</i> Komarková-Lengnerová	<i>Plank limn</i>	1166020,0	Frequente	8300,0	Comum	0,0	Rara
<i>Planktothrix agardhii</i> Anagnostidis & Komárek	<i>Plankt agar</i>	83660,0	Comum	215716,7	Frequente	1067,0	Constante
<i>Planktothrix mougeotii</i> Anagnostidis & Komárek	<i>Plankt moun</i>	0,0	Rara	96000,0	Comum	8643,3	Constante
<i>Pseudanabaena limnetica</i> Komárek	<i>Pseud limn</i>	0,0	Rara	98200,0	Comum	3883,3	Comum
<i>Pseudophormidium batrachospermi</i> Starmach	<i>Pseudoph bat</i>	0,0	Rara	70283,3	Rara	633,3	Rara
<i>Raphidiopsis curvata</i> Fritsch	<i>Raph cur</i>	174600,0	Rara	0,0	Rara	200,0	Comum
<i>Rivularia</i> sp.	<i>Riv sp.</i>	0,0	Rara	765,0	Rara	0,0	Rara
<i>Snowella lacustris</i> (Chodat) Komárek	<i>Snow lac</i>	340,0	Rara	450,0	Rara	252436,7	Comum
<i>Sphaerocavum</i> sp.	<i>Sphae sp</i>	0,0	Rara	54633,3	Rara	83,3	Rara
<i>Spirulina</i> sp Turpin ex Gomont	<i>Spir sp.</i>	0,0	Rara	280,8	Rara	0,0	Rara
DINOPHYCEAE							
<i>Glenodinium</i> sp.	<i>Glen sp.</i>	0,0	Rara	350,3	Rara	0,0	Rara
<i>Peridinium gatunense</i> Nygaard	<i>Per gat</i>	20,0	Rara	0,0	Rara	0,0	Rara
EUGLENOPHYCEAE							
<i>Phacus</i> sp.	<i>Pha sp.</i>	0,0	Rara	0,0	Rara	83,3	Rara
XANTHOPHYCEAE							
<i>Trachydiscus verrucosus</i> Ette.	<i>Trach ver</i>	0,0	Rara	0,0	Rara	33,3	Rara

Comunidade zooplanctônica

As Figuras 4 e 5 ilustram as alterações temporais na dinâmica dos grupos zooplanctônicos ao longo dos períodos de instabilidade e estabilidade hidrodinâmicas.

Os índices ecológicos da comunidade zooplanctônica não apresentaram diferenças significativas entre os PIH, EH e SIH (ANOVA, $p > 0,05$). De modo que foram registrados valores médios para a riqueza de espécies entre $6,3 \pm 0,8$ (EH) e $7,2 \pm 1,5$ (PIH). Durante a PIH e EH foram registradas respectivamente, dominância média de $0,42 \pm 0,21$ e $0,38 \pm 0,18$, devido ao maior número de indivíduos de Copepoda Calanoida do gênero *Notodiaptomus* sp. Durante a SIH foi registrada uma diversidade de espécies com valor médio de $3,2 \pm 1,2$ bits.ind⁻¹, sendo mais elevada do que nos períodos anteriores (ANOVA, $p > 0,05$). Neste mesmo período, foi observado um maior número de indivíduos bentônicos, principalmente espécies de Ostracoda.

Durante a PIH e EH, foram registradas biomassas totais de Copepoda de $3028,2$ $\mu\text{gPS}\cdot\text{mm}^{-3}$ e $3182,6$ $\mu\text{gPS}\cdot\text{mm}^{-3}$, respectivamente. Diferença significativa foi observada apenas em relação à SIH demonstrando biomassa total de $1605,2$ $\mu\text{gPS}\cdot\text{mm}^{-3}$ (Tukey, $p < 0,05$).

No período de EH, ocorreu uma biomassa de Rotifera ($1261,4$ $\mu\text{gPS}\cdot\text{mm}^{-3}$) significativamente mais elevada em relação aos demais períodos estudados (Tukey, $p < 0,05$).

Na SIH, além de ser observada uma dominância de Copepoda, foi também encontrada na coluna d'água uma biomassa abundante de alguns grupos bentônicos, tais como Oligochaeta, Ostracoda, Bryozoa, Nematoda e Gastropoda, os quais totalizaram uma biomassa de $1648,2$ $\mu\text{gPS}\cdot\text{mm}^{-3}$, valor significativamente mais elevado do que o encontrado na PIH e EH (ANOVA, $p < 0,05$).

Copepoditos e náuplios de Calanoida e Cyclopoida tiveram frequência de ocorrência de 100% durante o período de estudo, com biomassa mais elevada durante a SIH (Tukey, $p < 0,05$) (Figura 4a).

Os valores de biomassa das espécies de Copepoda Calanoida foram mais elevadas do que de cyclopoida, principalmente durante o início da EH, onde as espécies *Notodiaptomus cearensis*, *Notodiaptomus iheringi* e *Argyrodiaptomus azevedoi*, tiveram valores médios de $1387,4 \pm 143,2$ $\mu\text{gPS}\cdot\text{mm}^{-3}$, $983 \pm 54,2$ $\mu\text{gPS}\cdot\text{mm}^{-3}$ e $942,1 \pm 78,3$ $\mu\text{gPS}\cdot\text{mm}^{-3}$. As menores biomassas de copépodos Calanoida e Cyclopoida ocorreram durante a SIH, totalizando em média $711,5 \pm 152,2$ $\mu\text{gPS}\cdot\text{mm}^{-3}$ (Figura 4b).

Dentre os Rotifera, foram encontrados seis táxons e baixos valores de biomassa variando entre $0,6 \mu\text{gPS}\cdot\text{mm}^{-3}$ e $89,3 \mu\text{gPS}\cdot\text{mm}^{-3}$, exceto durante o mês de outubro de 2008 em que a biomassa total de Rotifera foi $2985,3 \mu\text{gPS}\cdot\text{mm}^{-3}$, com maior abundância de *Brachionus havanaensis* ($1082,5 \mu\text{gPS}\cdot\text{mm}^{-3}$) e *Keratella tropica* ($892 \mu\text{gPS}\cdot\text{mm}^{-3}$) (Figura 4c).

Os maiores valores médios de biomassa de Cladocera foram encontrados durante o fim da PIH e início da EH. Dentre as espécies identificadas, *Diaphanosoma spinulosum* contribuiu com a maior biomassa média de $53,9 \pm 29,6 \mu\text{gPS}\cdot\text{mm}^{-3}$ e *Ceriodaphnia cornuta* menor biomassa, com valor médio de $22,3 \pm 7,1 \mu\text{gPS}\cdot\text{mm}^{-3}$ (Figura 5a)

Grupos bentônicos, principalmente Ostracoda, foram encontrados na coluna d'água durante os períodos de instabilidade (Figura 5b).

Foi verificada uma relação entre as biomassas de Ostracoda e Copepoda Calanoida, de modo que as espécies *Notodiaptomus cearensis* e *Notodiaptomus iheringi* tem suas biomassas reduzidas quando a biomassa de Ostracoda é elevada na coluna d'água (Figuras 4b e 5c). Análise de Correlação de Pearson demonstrou uma correlação negativa entre as referidas espécies e Ostracoda ($r = -0,73$ e $-0,54$, $p < 0,05$) durante todo o período de estudo.

Alguns protozoários foram observados em maior biomassa durante a segunda instabilidade hidrodinâmica, de modo que a espécie *Vorticella* sp. atingiu valores mais elevados, especialmente nos meses de fevereiro, março e maio de 2009, com valor médio de $652,8 \pm 165,6 \mu\text{gPS}\cdot\text{mm}^{-3}$, sendo possível apenas uma quantificação parcial, não representativa deste grupo, devido à inadequada fixação dos organismos para este fim durante a obtenção das amostras.

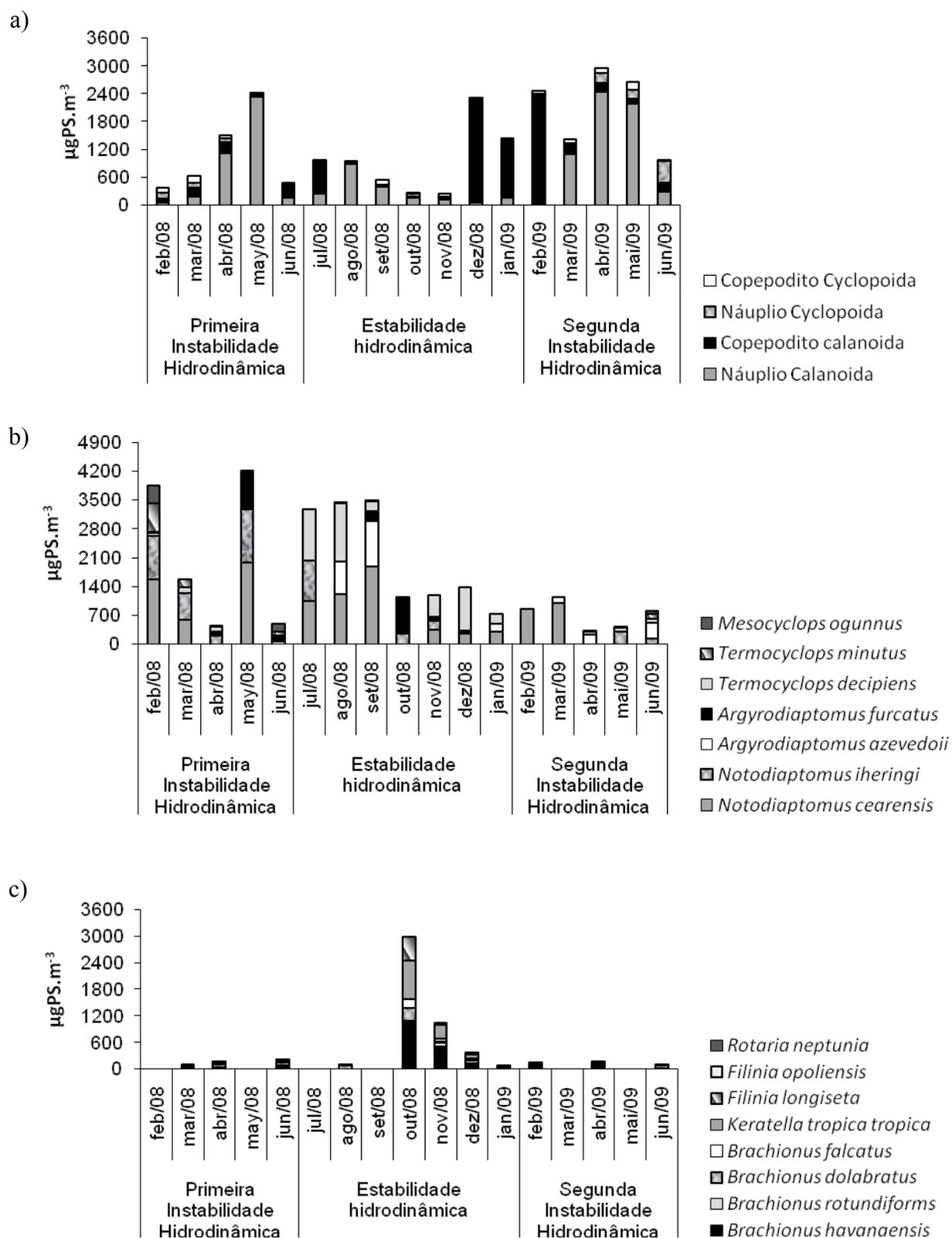


Figura 4. Composição e dinâmica temporal da biomassa da comunidade zooplancônica ($\mu\text{gPS}\cdot\text{m}^{-3}$): Náuplio e Copepodito (a), Copepoda adulto (b) e Rotifera (c), durante a primeira instabilidade, estabilidade e segunda instabilidade hidrodinâmica, no reservatório Armando Ribeiro Gonçalves, RN.

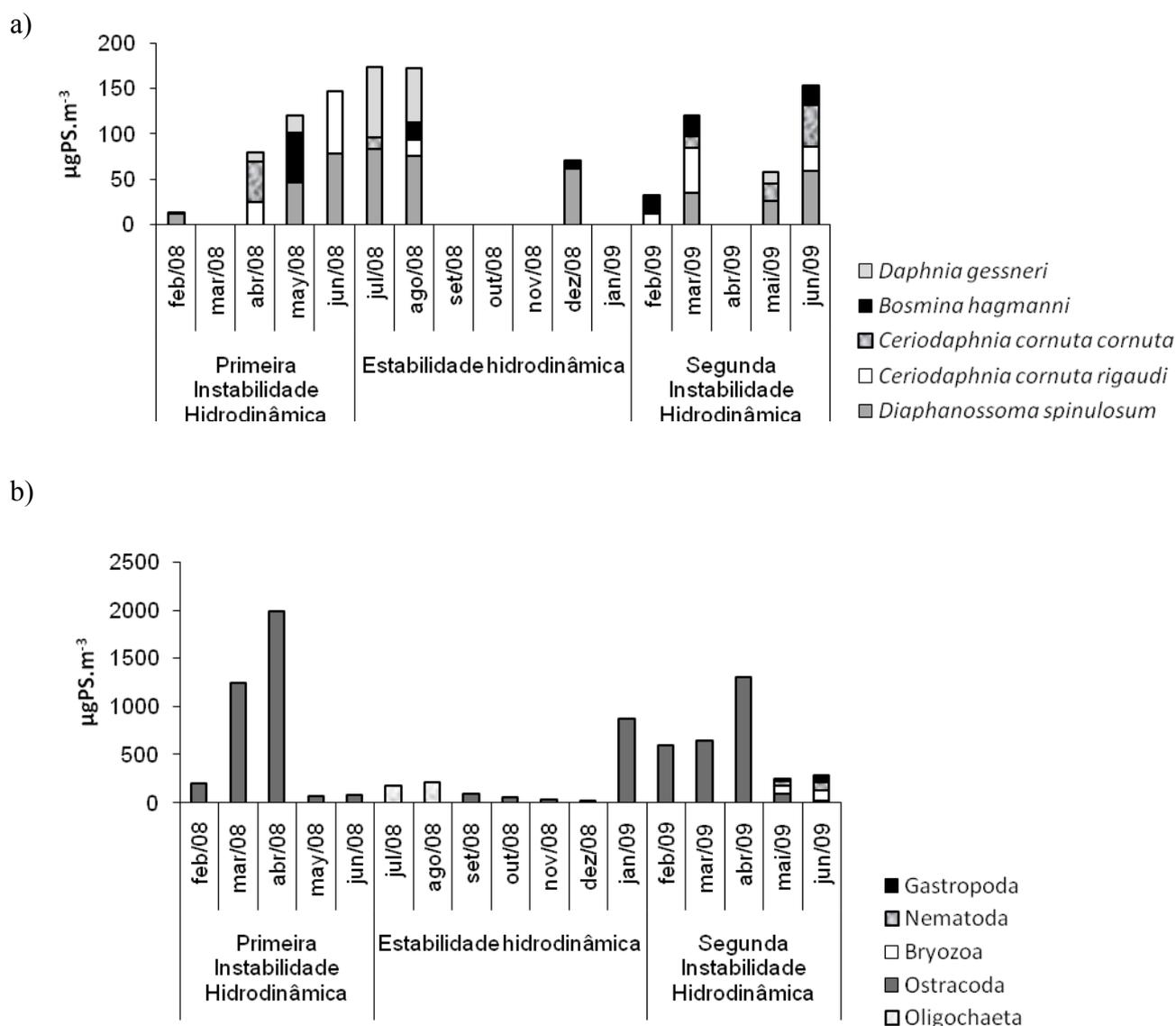


Figura 5. Dinâmica temporal na biomassa ($\mu\text{gPS.m}^{-3}$) da comunidade zooplancônica: a) Cladocera, b) Organismos bentônicos presentes na coluna d'água (Gastropoda, Nematoda, Bryozoa, Ostracoda e Oligochaeta), durante a primeira instabilidade, estabilidade e segunda instabilidade hidrodinâmica, no reservatório Armando Ribeiro Gonçalves, RN.

Variáveis abióticas e bióticas

Nove descritores abióticos, (pluviosidade, temperatura da água, pH, condutividade elétrica, fósforo solúvel reativo (PSR), nitrogênio total (NT), nitrato, nitrito e nitrogênio amoniacal) exercem influência direta na dinâmica da comunidade fitoplanctônica e indireta na comunidade zooplancônica. A relação entre o primeiro eixo e segundo eixo da Análise de Componentes Principais (ACP) indicou as variáveis mais representativas para os períodos de instabilidade e estabilidade hidrodinâmica no reservatório ARG. Os

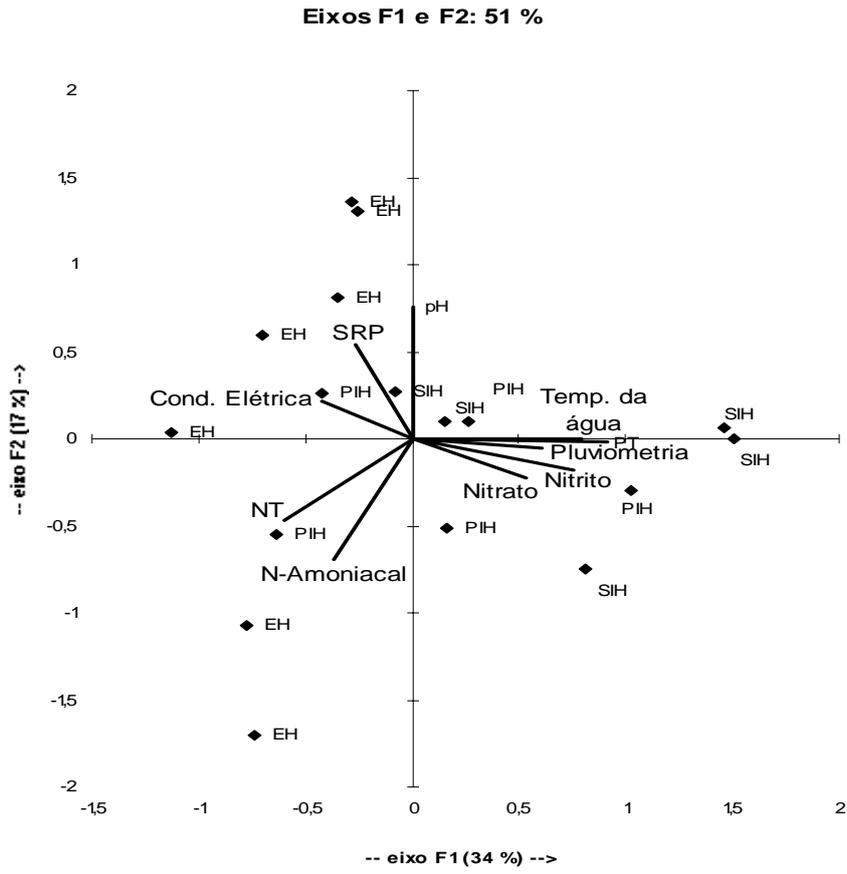
componentes da ACP que representam as variáveis abióticas e bióticas estão representados na Figura 6.

Para as variáveis abióticas, a ACP explicou 51% da variabilidade dos dados, sendo que o eixo 1 explicou 34% e o eixo 2 17%. Segundo o eixo 1, a pluviosidade, temperatura da água, nitrito e nitrato, foram as variáveis mais representativas, atuando principalmente durante a SIH, em que a diluição é acentuada pelo elevado aporte de água para o reservatório ARG e baixo tempo de residência da água no reservatório. O eixo 2 separou os períodos de PIH e EH da SIH, de modo que o pH, N-amoniaco, NT e PSR foram as variáveis mais fortemente relacionadas ao segundo eixo e ordenadas em direção aos períodos de PIH e EH (Figura 6a).

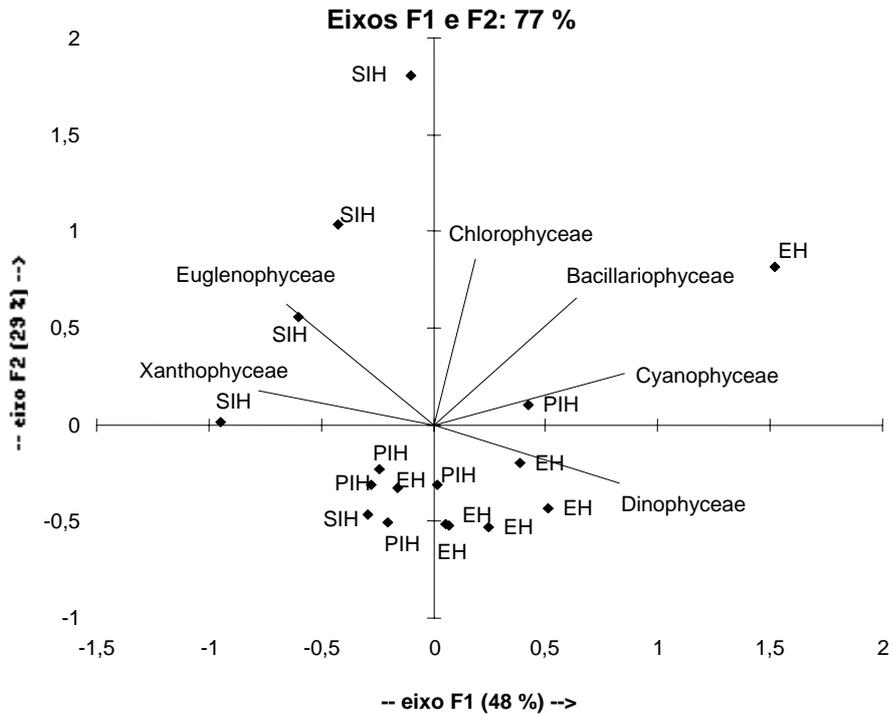
De acordo com a figura 8b, que representa a ordenação dos grupos fitoplanctônicos pela ACP identificados durante o presente estudo, os eixos 1 e 2 explicaram, respectivamente, 48% e 29% da variabilidade dos dados. As variáveis bióticas associadas ao primeiro eixo indicam uma forte representatividade dos grupos Cyanophyceae e Dinophyceae durante os períodos de PIH e EH, enquanto que os grupos Xanthophyceae e Euglenophyceae foram mais representativos durante a SIH. O eixo 2 associou principalmente o grupo Chlorophyceae e esteve ligado aos fatores hidrológicos da SIH.

A ordenação total referente aos dois eixos da ACP para os grupos zooplanctônicos, explicou 63% da variabilidade dos dados. O primeiro eixo (34%) demonstra uma forte representatividade dos grupos Gastropoda, Bryozoa e Nematoda, organismos tipicamente bentônicos que foram provavelmente suspensos para a coluna d'água durante a SIH, período em que a ressuspensão foi mais intensa. Por outro lado, no lado oposto do primeiro eixo da ACP encontram-se os grupos Oligochaeta, Rotifera, Copepoda Calanoida e Ostracoda os quais estiveram mais associados ao período de PIH (mais fraco) e EH.

a)



b)



c)

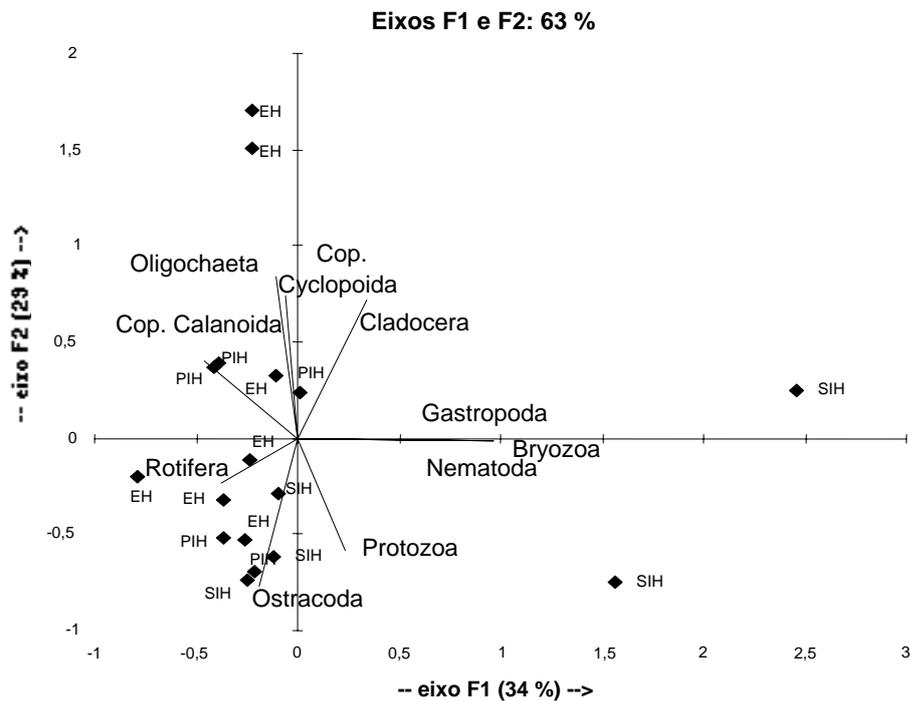


Figura 6. Relação entre as variáveis bióticas e abióticas no reservatório Armando Ribeiro Gonçalves durante o período de fevereiro de 2008 a junho de 2009 por meio da Análise de Componentes Principais (PCA) obtida por meio da projeção “Biplot” dos componentes no eixo 1 e eixo 2. a) Variáveis abióticas, b) Variáveis bióticas: Fitoplâncton e c) Variáveis bióticas: Zooplâncton, durante os períodos de Primeira Instabilidade Hidrodinâmica (PIH), Estabilidade Hidrodinâmica (EH) e Segunda Instabilidade Hidrodinâmica (SIH). PT. Fósforo Total, NT. Nitrogênio Total, SRP. Fósforo Solúvel Reativo.

DISCUSSÃO

Os resultados deste estudo indicam uma diferença substancial entre os períodos de instabilidade e estabilidade hidrodinâmica em termos de biomassa do fitoplâncton e zooplâncton, composição das espécies e variáveis ambientais, demonstrando essencialmente uma consequência da condição hidrológica atípica atuante no reservatório ARG. As condições atípicas proporcionaram um processo de mistura na coluna d'água, redução do tempo de residência da água e conseqüentemente modificações na dinâmica física, química e biológica do sistema.

De acordo com Thompson et al. (2009) e Ramdani et al. (2009), as concentrações e distribuição de nutrientes podem ser fortemente afetadas se houver um intenso processo de mistura da água e suspensão do sedimento, o que implicará em uma alterações nas

características bióticas do sistema. Reduzidas concentrações de amônio e nitrogênio total observadas durante a SIH demonstram que a variação nas concentrações de nutrientes é provavelmente devido à diluição proporcionada pelo intenso processo de mistura e tempo de residência da água no reservatório ARG, o qual apresentou duração de quatro anos até a PIH e apenas seis até o extravasamento de água na SIH.

O elevado índice pluviométrico e concentrações de nutrientes consistiram nas principais variáveis que influenciaram a dinâmica das comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica no reservatório ARG. Os modelos regionais do clima, baseados nos parâmetros globais de mudanças climáticas, demonstram que a pluviosidade é um fator chave que aumentará sua intensidade em determinadas áreas do globo, em consequência das mudanças climáticas globais previstas para as próximas décadas (Marengo, 2007). Deste modo, a maioria dos lagos de regiões tropicais e temperadas poderá apresentar características peculiares quanto aos eventos de sucessão sazonal dos grupos fitoplanctônicos e zooplanctônicos (Sommer et al., 1986; Kors et al., 2000).

A ordenação dos dados descritos pela ACP indicou diferenças na qualidade da água em relação aos grupos fitoplanctônicos entre os períodos de instabilidade e estabilidade, de modo que as espécies potencialmente tóxicas estiveram mais associadas aos meses que antecedem o extravasamento de água, durante a PIH e EH.

As variabilidades do clima ocasionando elevadas temperaturas e índices pluviométricos atípicos podem favorecer as Cyanophyceae em detrimento das Bacillariophyceae e Chlorophyceae (Reynolds, 1997; Domis et al., 2007). Costa et al (2006) e Câmara et al, (2009), registraram no reservatório ARG, durante períodos em que não ocorre influência marcante de fenômenos climáticos, uma elevada densidade de Cyanophyceae e valores na temperatura da água de 2°C a 3°C mais baixos do que no presente estudo. As elevadas biomassas de Cyanophyceae coloniais e filamentosas durante a PIH e EH parecem ser decorrentes da elevada temperatura da água e maior variação registrada nos referidos períodos, diferentemente do que ocorre na SIH em que é observada uma variação menos evidente na temperatura da água e biomassa expressiva de Bacillariophyceae e Chlorophyceae

A abundante biomassa de Cyanophyceae em sistemas de água doce pode potencialmente desestruturar as relações tróficas, devido à baixa qualidade de recursos alimentares para os invertebrados herbívoros (DeMott et al., 2001). Desta maneira, a elevada biomassa de copepodito e náuplio de Copepoda durante a SIH remete um

adequado potencial reprodutivo deste grupo, quando ocorre uma maior diversidade de espécies fitoplanctônicas e menor biomassa de Cyanophyceae potencialmente tóxicas.

Apesar de diversos estudos destacarem possíveis alterações negativas nas comunidades planctônicas caso as tendências atuais de intensificação das variabilidades climáticas continuem (Gerten & Adrian, 2000; Kohler et al., 2005), podemos, por outro lado observar que a comum predominância de Cyanophyceae potencialmente tóxicas em reservatórios eutrofizados pode ser minimizada em termos qualitativo e quantitativo através do processos de renovação da água nos reservatórios, de modo a induzir uma maior diversidade de espécies.

Elevados valores nas concentrações de clorofila-*a* ocorreram durante o período de EH, podendo estar associado com a maior riqueza de espécies e abundante biomassa de Cyanophyceae filamentosas. Os Rotifera e alguns protozoários respondem rapidamente ao aumento inicial da biomassa fitoplanctônica e exibem uma forte herbivoria sobre o fitoplâncton de pequeno tamanho (Gaedke and Straile 1994, Straile, 2000). Foi evidenciado no presente estudo que o resultado de uma biomassa mais elevada de Rotifera no período de EH é devido ao efeito proporcionado pela elevada riqueza de espécies da comunidade fitoplanctônica em que a biomassa de Cyanophyceae filamentosas é abundante, no entanto ocorrem espécies de Chlorophyceae e Bacillariophyceae de tamanho pequeno, tais como *Staurastrum leptocladum*, *Synechococcus* sp., *Chroococcus turgidus*, *Aulacoseira granulata*, *Synedra ulna* e *Stephanodiscus hantzschii*.

Durante os períodos de instabilidade hidrodinâmica foi observada uma maior biomassa de Cladocera, especialmente da espécie *Diaphanosoma spinulosum*, coincidindo com uma reduzida biomassa de pequenos grupos zooplanctônicos, como Rotifera. Alguns estudos demonstram que os Cladocera tende a suprimir a população de Rotifera, de modo que os efeitos adversos dos Cladocera no crescimento populacional de Rotifera são diretamente proporcionais ao aumento no tamanho do corpo destes crustáceos, densidade populacional e disponibilidade de alimento (MacIsaac & Gilbert, 1989; Hurtado-Bocanegra et al., 2002).

Além do tamanho do corpo que permite que um taxa de maior tamanho possa competir com mais eficiência pelo alimento disponível em relação à espécie de menor tamanho, outros mecanismos tais como, a taxa relativa e eficiência de filtração, consumo e assimilação, rápido tempo de desenvolvimento embrionário e menor idade da primeira reprodução dos Cladocera, juntamente com a ausência de comportamento evasivo de

alguns Rotifera influenciam na supressão destes pelos Cladocera (Lampert & Sommer, 1997; Kak & Rao 1998).

Além disso, na dinâmica zooplanctônica foi evidenciada uma significativa relação inversa entre as biomassas de Ostracoda e Copepoda Calanoida. A abundância de Ostracoda na coluna d'água durante os períodos de instabilidade hidrodinâmica pode ser explicada pela ressuspensão do sedimento e aumento de matéria orgânica no epilímnio/metalímnio, proporcionado pelo aumento da biomassa fitoplanctônica que se desenvolve em resposta ao elevado aporte de fósforo solúvel reativo, registrado nos períodos de instabilidade. Segundo Tundisi et al., (1997), o nutriente inorgânico disponível na coluna d'água torna-se disponível para o fitoplâncton no epilímnio/metalímnio, resultando na redução da velocidade de afundamento das partículas, o que proporciona um ambiente favorável ao crescimento de Ostracoda devido à abundância de alimento disponível e aumento da densidade na água devido ao acúmulo de matéria orgânica.

Foi observada que a elevada biomassa de Ostracoda, um grupo de espécies fortemente generalista, não demonstra aparente relação significativa com nenhum grupo fitoplanctônico. Por outro lado, os Copepoda Calanoida apresentam maior biomassa durante uma elevada abundância de Cyanophyceae coloniais, com tamanho acima de 20 μ m. Alguns autores relatam que espécies como, por exemplo, *Microcystis aeruginosa*, podem afetar a estrutura da comunidade de Copepoda, permitindo que algumas espécies possam competir com outros grupos zooplanctônicos, estando esta relação fortemente ligada ao tamanho celular da colônia e alimentação, de modo que este grupo alimenta-se de forma ineficaz de partículas < 10 μ m (Harris, 1982; Bautista and Harris, 1992).

É possível que a dinâmica entre os grupos zooplanctônicos, especialmente Ostracoda e Copepoda, esteja relacionada com a condição hidrológica do reservatório e disponibilidade de alimento, sendo necessária a realização de experimentos laboratoriais que possam comprovar a hipótese de competição por alimento entre os referidos grupos. O presente estudo fornece suporte ao fato de que a melhoria da qualidade da água nos reservatórios, levando em consideração as comunidades fitoplanctônicas e zooplanctônicas, depende da entrada alóctone de água doce proveniente das chuvas. Não havendo possibilidade de induzir a ocorrência de índices pluviométricos atípicos, podemos sugerir que a transposição do rio São Francisco para a bacia do rio Piranhas-Assu poderá atuar nos reservatórios eutrofizados do semi-árido nordestino como uma alternativa positiva para minimizar a frequência de ocorrência e biomassa de cianobactérias potencialmente tóxicas nos reservatórios de abastecimento público. O Eixo Norte da

transposição do rio São Francisco destinado ao Rio Grande do Norte, atravessará 200 km do Estado da Paraíba no leito natural do rio Piranhas e seguirá em torno de mais 70 km rio abaixo até o reservatório ARG (Silva, 2008). Portanto, a transposição do rio São Francisco poderá proporcionar uma melhoria na qualidade da água do reservatório ARG, na perspectiva de redução do tempo de residência da água proporcionado pelo constante influxo de água do rio para o reservatório.

CONCLUSÃO

De acordo com este estudo, a redução do tempo de residência da água nos reservatórios minimiza o desenvolvimento de florações potencialmente tóxicas, sendo um fator chave para o aumento da diversidade fitoplanctônica e zooplanctônica e consequente melhoria da qualidade da água. Dentre as características que indicam a melhoria na qualidade da água, foi constatada no presente estudo, redução da biomassa de cianobactérias potencialmente tóxicas, maior biomassas de Chlorophyceae e Bacillariophyceae, desenvolvimento de organismos em fases larvais e juvenis de Copepoda e crescimento de Cladocera, os quais suprimiram o desenvolvimento dos Rotifera. Tais características foram evidenciadas durante a segunda instabilidade hidrodinâmica. Além disso, durante todo o estudo Ostracoda e Copepoda Calanoida, dois grupos comumente encontrados em ambiente eutrofizado, apresentam uma relação inversamente proporcional quanto a suas biomassas, sendo necessários estudos que possam trazer respostas mais contundentes para explicar a dinâmica sazonal de redução de Copepoda Calanoida em elevadas biomassas de Ostracoda.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao CNPq (Conselho Nacional de Pesquisa e Desenvolvimento) pelo apoio financeiro concedido.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, VLS., DANTAS, ÊW., MELO-JÚNIOR, M.D, BITTENCOURT-OLIVEIRA, MC AND MOURA, AN, 2009. Zooplanktonic community of six reservoirs in northeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 69, no. 1, p. 57-65.

AYACHE, F., THOMPSON, JR., FLOWER, R.J., BOUJARRA, A., ROUATBI, F. and MAKINA, H., 2009. Environmental characteristics, landscape history and pressures on three coastal lagoons in the Southern Mediterranean Region: Merja Zerga (Morocco), Ghar El Melh (Tunisia) and Lake Manzala (Egypt). *Hydrobiologia*, vol. 622, no 1, p.15-43.

BAUTISTA, B. and HARRIS, RP., 1992. Copepod gut contents, ingestion rates and grazing impact on phytoplankton in relation to size structure of zooplâncton and phytoplankton in relation to size structure of zooplankton and phytoplankton during a spring bloom. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 82, p. 41-50.

BICUDO, CEM, RAMIREZ, JJ and TUCCI, A., 1999. Dinâmica de populações fitoplanctônicas em ambiente eutrofizado, Lago das Garças, São Paulo. In: Henry (Ed.) *Ecologia de Reservatórios*, Botucatu/SP. Ed. FUNDIBIO, FAPESP, p. 449-508.

BOUVY, M., NASCIMENTO, SM., MOLICA, RJR., FERREIRA, A., HUSZAR, V. and AZEVEDO, SMFO., 2003. Limnological features in Tapacurá reservoir (northeast Brazil) during a severe drought. *Hydrobiologia*, vol. 493, p. 115-130.

CÂMARA, FRA, LIMA, AKA., ROCHA, O and CHELLAPPA, NT., 2009. The role of nutrients dynamics on the phytoplankton biomass (chlorophyll a) of a reservoir-channel continuum in a semiarid tropical region. *Acta Limnologica Brasiliensis*, vol. 21, no. 4, p. 431-439.

CARPENTER, S.R. & J.F. KITCHELL, 1988. Consumer control of lake productivity. *BioScience*, vol. 38, p.764-769.

CHELLAPPA, NT, CÂMARA FRA and ROCHA, O. 2009b. Phytoplankton community: Indicator of water quality in the Armando Ribeiro Gonçalves Reservoir and Pataxó Channel, Rio Grande do Norte, *Brazilian Journal of Biology*, vol. 69, no.2, p. 241-251.

CHELLAPPA, NT., CHELLAPPA, T., CÂMARA, FRA, ROCHA, O. and CHELLAPPA, S., 2009a. Impact of stress and disturbance factors on the phytoplankton communities in Northeast Brazil Reservoir. *Limnologica*, vol. 39, p. 273-282.

COSTA, IAS., AZEVEDO, SMFO., SENNA, PAC., BERNARDO, RR., COSTA, SM. and CHELLAPPA, NT., 2006. Occurrence of toxin-producing cyanobacteria blooms in a Brazilian semiarid reservoir. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 66, p. 211-219.

DE MOTT, WR., GULATI, RD and VAN DONK, E., 2001. Daphnia food limitation in three hypereutrophic Dutch lakes: Evidence for exclusion of large-bodied species by interfering filaments of cyanobacteria. *Limnology and Oceanography* 46: 2054–2060.

DOMIS, LNDS, MOOJI, WM., HUISMAN, J., 2007. Climate-induced shifts in an experimental phytoplankton community: a mechanistic approach. *Hydrobiologia*. 584: 403-413.

DOWNING, J.A & E. MCCAULEY, 1992. The nitrogen:phosphorus relationship in lakes. *Limnology & Oceanography*, vol. 37, p.936-945.

EDMONDSON, W.T. 1991. *The uses of Ecology: Lake Washington and beyond*. University of Washington Press, Seattle, USA.

FLOWER, RJ., DOBINSON, S., RAMDANI, M., KRAIEM, MM., BEN HAMZA, C., FATHI, AA., ABDELZAHER, HMA., APPLEBY, PG., BIRKS, HH, LEES, JA., SHILLAND, E. and PATRICK, ST., 2001. Recent environmental change in North African wetland lakes: diatom and other stratigraphic evidence from nine sites in the Cassarina Project. *Aquatic Ecology*, vol. 35, p. 369-388.

FONSECA, BM and BICUDO, CEM, 2008. Phytoplankton seasonal variation in a shallow stratified eutrophic reservoir (Garças Pond, Brazil). *Hydrobiologia*, vol. 600, p. 267-282.

FRETWELL, S.D. 1987. Food chain dynamics: the central theory of ecology. *Oikos*, vol. 50, p.291-301.

GAEDKE U., STRAILE D., 1994. Seasonal changes of the quantitative importance of protozoans in a large lake: an ecosystem approach using mass-balanced carbon flow diagrams. *Mar Microb Food Webs*, vol. 8, p.163–188.

GERTEN, D. and ADRIAN, R., 2000. Climate-driven changes in spring plankton dynamics and the sensitivity of shallow polymictic lakes to the North Atlantic Oscillation. *Limnology and Oceanography*, vol. 45, p. 1058-1066.

HARRIS, RP., 1982. Comparison of the feeding behavior of *Calanus* and *Pseudocalanus* in two experimentally manipulated enclosed systems. *Journal of the Marine Biology Association UK*, vol. 62, p. 71-91.

HILLEBRAND, H., DURSELEN, CD., KIRSCHTEL, D., POLLINGER, U. and ZOHARY, T., 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology*, vol. 35, p. 403-421.

HURTADO-BOCANEGRA, MD., NANDINI, S. and SARMA, SSS., 2002. Combined effects of food level and inoculation density on competition between *Brachionus patulus* (Rotifera) and the Cladocerans *Ceriodaphnia dubia* and *Moina macrocopa*. *Hydrobiologia* 468: 13-22.

KAK, A and RAO, TR., 1998. Does the evasive behaviour of *Hexarthra* influence its competition with cladocerans? *Hydrobiologia* 387/388: 409-419.

KOHLER, J., HILT, S., ADRIAN, R., NICKLISCH, A., KOZERSKI, HP and WALZ, N., 2005. Long-term response of a shallow, moderately flushed lake to reduced external phosphorus and nitrogen loading. *Freshwater Biology*, vol. 50, p. 1639–1650.

KORS, AG., CLAESSEN, FAM., WESSELING, JW and KONNEN, GP., 2000. Scenario's externe krachten voor WB21. Commissie Waterbeheer 21e eeuw, RIZA, WL/Delft Hydraulics en KNMI rapport, 19pp.

LAMPERT, W and SOMMER, U., 1997. *Limnoecology: The Ecology of Lakes and Streams*. Oxford University Press, New York. 382pp.

LOBO, E. & LEIGHTON, G., 1986. Estructuras comunitarias de las fitocenosis planctónicas de los sistemas de desembocaduras de ríos y esteros de la zona central de Chile. *Rev. Biol. Mar.*, vol. 22, no. 1, p. 1-29.

MAC ISAAC, HJ. and GILBERT, JJ., 1989. Competition between *Keratella cochlearis* and *Daphnia ambigua* effects of temporal patterns of food supply. *Freshwater Biology*, vol. 25, p. 189-198.

MACKERETH, FJH., HERON, J. and TALLING, F.J., 1978. *Water Analysis: Some revised methods for limnologists*. Freshwater Biological Association Scientific Publication No. 36. Kendall. Titus Wilson & Sons Ltd. 120p.

MARENGO, J. A. 2007. *Mudanças Climáticas Globais e seus efeitos sobre a Biodiversidade – Caracterização do Clima Atual e Definição das Alterações Climáticas para o Território Brasileiro ao Longo do Século XXI*. Série Biodiversidade no. 26 - 2nd.Ed. Ministry of Environment, Brasília, 212p.

MARKER, A.F.H., E.A. NUSCH, H. RAI & B. RIEMANN, 1980. The measurements of photosynthetic pigments in freshwater and standardization of methods: conclusions and recommendations. *Archives of Hydrobiologia Beih.*, 14: 91-106.

MATSUMURA-TUNDISI, T. and TUNDISI, JG., 2003. Calanoida (Copepoda) species composition changes in the reservoirs: the experience in South America and Brazilian case studies. *Hydrobiologia*, vol. 500, p. 231-242.

PIELOU, EC., 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, vol. 13, p. 131-144.

RAMDANI, M., ELKHIATI, N., FLOWER, RJ., THOMPSON, JR., CHOUBA, L., KRAIEM, MM., AYACHE, F. and AHMED, MH., 2009. Environmental influences on the qualitative and quantitative composition of phytoplankton and zooplankton in North African lagoons. *Hydrobiologia*, vol. 622, p. 113-131.

REYNOLDS, CS., 1997. *Vegetation Processes in the Pelagic: a Model for Ecosystem Theory*. Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom. Oldendorf/Luhe, Germany: Ecology Institute, vol. 77, 371pp.

SHANNON, CE and WEAVER, W., 1949. The Mathematic Theory of Communication. University of Illinois Press, Urbana, 54pp.

SILVA, SMP., 2008. A Distribuição Espacial das Reservas Hídricas Subterrâneas do Nordeste e a Transposição do rio São Francisco. Fundação Joaquim Nabuco, p. 2-3.

SOMMER, U., GLIWICZ, ZM., LAMPERT, W. and DUNCAN, A., 1986. The PEG-Model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Archiv für Hydrobiologie* 106: 433–471.

STRAILE, D., 2000. Meteorological forcing of plankton dynamics in a large and deep continental European lake. *Oecologia* 122:44–50

THOMPSON, J.R., FLOWER, RJ., RAMDANI, M., AYACHE, F., AHMED, MH., RASMUSSEN, EK. and PETERSEN, OS., 2009. Hydrological characteristics of three North African coastal lagoons: Insights from the Melmarina PROJECT. *Hydrobiologia*, vol. 622, p. 45-84.

TUNDISI, TM., TUNDISI, J.G., ROCHA, O. AND CALIJURI, MC., 1997. The Ecological significance of the metalimnion in lakes of Middle Rio Doce Valley. In: Eds. TUNDISI, JG. and SAIJO, Y. *Limnological Studies on the Rio Doce Valley Lakes, Brazil*, 528p.

WETZEL, R.G. 1983. *Limnology*. 2 nd Edition Saunders Coll. Philadelphia, USA, 858p.

**INFLUÊNCIA DA ALIMENTAÇÃO NA TAXA DE SOBREVIVÊNCIA E
CRESCIMENTO POPULACIONAL DE *Notodiptomus cearensis* Wright, 1936 E
Physiocypria schubarti Farkas, 1958**

Fabiana R. A. Câmara^{1,2}, Odete Rocha³, Naithirithi T. Chellappa⁴

¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos. Rodovia Washington Luiz, São Paulo, SP, Brasil e ²Unidade Acadêmica Especializada em Ciências Agrárias, Universidade Federal do Rio Grande do Norte. RN 160, Km 03, Distrito de Jundiá – Macaíba/RN, Brasil. Fone: +55843271-1113. Email. fabirac@gmail.com

³Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva, Universidade Federal de São Carlos. Rodovia Washington Luiz, São Paulo, SP, Brasil. Fone: +551633518322. Email. doro@ufscar.br

⁴Departamento de Oceanografia e Limnologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Av. Via Costeira, s/n. Natal/RN, Brasil. Fone: +558433424950. Email. chellappa@dol.ufrn.br

Título resumido: Influência da alimentação em populações zooplanctônicas

Artigo a ser submetido para publicação na revista *Brazilian Journal of Biology*



**BRAZILIAN
JOURNAL OF
BIOLOGY**

ISSN 1519-6984 versão impressa

Qualis CAPES: Nacional B2

Área: Ecologia e Meio Ambiente

ABSTRACT

Two experimental tests were performed using the Armando Ribeiro Gonçalves (ARG) reservoir raw water. For the first series of test, the species *Ceriodaphnia dubia* was used as test-organism to verify the toxicity tolerance presumed to be in the raw reservoir water and to record how the growth and development of Copepod and Ostracod occur in this condition. The second test was conducted using the species *N. cearensis* and *P. schubarti* in order to observe a possible resource competition between these two species. The outcome of the results showed an inverse relation of biomass of Ostracod and Calanoid Copepod. Two types of growth pattern were observed: 1) the Ostracod, *P. schubarti* growth rates are relatively constant regardless of the different types of food supply and 2) the copepod, *N. cearensis*, though it grows when fed with filamentous cyanobacteria, and exhibited preferential uptake of green algae food. Therefore, the outcome of the results did not support the hypothesis of resource based competition while taking into considering of ample seasonal variation of the species *N. cearensis* and *P. schubarti* and their continued co-existence in the water column. Conclusion may be drawn from the fact that *P. schubarti* did not affect the growth of *N. cearensis*, the reduction of density of *N. cearensis* probably due to factors inherent survival ability in the midst of high density Ostracod or presence of filamentous cyanobacteria. It can be inferred that the cyanobacterial toxicity may affect some individuals in the population of *N. cearensis* and *Ceriodaphnia dubia* when exposed to filamentous cyanobacteria.

Keywords: Phytoplankton, Zooplankton, Cyanobacteria, Toxicity, Semi-arid

RESUMO

Dois testes experimentais foram realizados, utilizando a água bruta do reservatório Armando Ribeiro Gonçalves (ARG). Para o primeiro ensaio, a espécie *Ceriodaphnia dubia* foi utilizada como organismo-teste a fim de verificar sua tolerância à toxicidade presumida na água bruta do reservatório e auxiliar as explicações relacionadas ao crescimento e desenvolvimento de Copepoda e Ostracoda nesta condição. O segundo teste foi conduzido utilizando as espécies *N. cearensis* e *P. schubarti* com o objetivo de verificar uma possível competição por recursos entre estas espécies. Os resultados demonstraram uma correlação inversa entre as biomassas de Copepoda Calanoida e Ostracoda. Dois tipos de crescimento padrão foram observados: 1) O Ostracoda, *P. schubarti* apresenta taxa de crescimento relativamente constante independentemente do tipo de alimento oferecido e 2) O Copepoda, *N. cearensis*, embora apresente crescimento satisfatório quando alimentado com cianobactérias filamentosas, exibem preferência alimentar por algas verdes. Portanto, os resultados não apóiam a hipótese de competição por alimento entre as espécies, levando em consideração a ampla variação sazonal de *N. cearensis* e *P. schubarti* e sua eventual co-existência na coluna d'água. É possível obter a conclusão de que *P. schubarti* não afeta o crescimento de *N. cearensis*, e que a redução na densidade de *N. cearensis* seja provavelmente devido a algum fator inerente à incapacidade de sobrevivência desta espécie em elevadas densidades de Ostracoda ou presença de cianobactérias filamentosas. Pode-se inferir que a toxicidade de cianobactérias afeta alguns indivíduos da população de *N. cearensis* and *Ceriodaphnia dubia* quando expostos a cianobactérias filamentosas.

Palavras-chave: Fitoplâncton, Zooplâncton, Cianobactérias, Toxicidade, Semi-árido

INTRODUÇÃO

Na região semi-árida do Brasil, diversos reservatórios encontram-se severamente eutrofizados, tornando freqüente a ocorrência de florações de cianobactérias (Bouvy et al, 2003). Tais organismos podem afetar a comunidade zooplanctônica devido à sua morfologia colonial e filamentosa, toxicidade ou baixo valor nutricional, de modo a promover variações na dinâmica das populações de outras espécies da comunidade e causar modificações na estrutura de toda a rede trófica (Von Elert & Wolffrom, 2001).

Algumas alterações na comunidade zooplanctônica têm sido evidenciadas em decorrência da ação de cianobactérias, tais como a substituição de espécies de grandes Cladocera por invertebrados menores, a dispersão em populações de Ostracoda dependendo da espécie de cianobactéria dominante e a prevalência de Copepoda durante as florações devido ao seu comportamento quimiossensitivo e altamente seletivo na busca por alimento (Orcutt e Pace, 1984; Wickstrom & Castenholz, 1985; Rietzler & Espindola, 1998).

Os grandes grupos zooplanctônicos encontrados nos mais diversos corpos d'água, incluindo os ecossistemas eutrofizados, tais como os Cladocera, Ostracoda, Rotifera e Copepoda apresentam algumas particularidades em relação aos seus requerimentos alimentares e desta forma, a dinâmica das espécies está frequentemente ligada à disponibilidade de alimento nutricionalmente favorável ao desenvolvimento dos organismos (Cywinska & Hebert, 2002; Alva-Martínez et al., 2004).

Os tipos de alimento que promovem o adequado desenvolvimento e contribui com uma fração qualitativamente superior para a dieta das espécies de Cladocera, por exemplo, são constituídos por algas verdes e outras partículas do séston (Zollner et al. 2003; Alva-Martínez et al. 2007). Em relação aos Copepoda, algumas distinções são observadas entre os Cyclopoida e Calanoida, de forma que estes últimos apresentam uma elevada taxa de ingestão de colônias e filamentos de cianobactérias, bem como são capazes de capturar partículas grandes (Koski et al., 2002; Kozlowsky-Suzuki et al., 2003); e quanto aos Ostracoda, estes se alimentam comumente de matéria orgânica viva ou morta, uma vez que as espécies deste grupo são generalistas e em sua maioria bentônicas havendo, no entanto, determinados táxons que habitam a coluna d'água, tais como espécies dos gêneros *Cypria* e *Physiocypria* (Tundisi et al., 1997; Meisch, 2000; Van Donink et al., 2003; Schimit et al., 2007).

A prevalência de Copepoda e Ostracoda em ecossistemas eutrofizados é evidenciada por diversos autores, devido à sua maior adaptabilidade e resistência à

dominância de cianobactérias potencialmente tóxicas (Grant et al. 1983; Burns & Xu, 1990; Higuti, 2006). No entanto, apesar da ocorrência destes grupos em ambientes eutrofizados, tem-se observado no reservatório eutrofizado Armando Ribeiro Gonçalves uma correlação negativa entre as populações de Copepoda Calanoida e Ostracoda planctônicos, coincidindo com intensos processos de mistura na coluna d'água, proporcionada por elevados índices pluviométricos (dados ainda não publicados).

Neste sentido, observações laboratoriais referentes à sobrevivência e desenvolvimento de espécies de Calanoida e Ostracoda expostos a florações de cianobactérias podem indicar se essa correlação negativa é decorrente de uma possível competição por alimento entre as espécies ou simplesmente devido a outros fatores, dentre eles a ressuspensão do sedimento durante períodos de mistura.

O presente estudo teve inicialmente o propósito de avaliar a existência, ou não, de efeito tóxico na água bruta do reservatório Armando Ribeiro Gonçalves (ARG) utilizando a espécie *Ceriodaphnia dubia* como organismo teste, como subsídio à interpretação das variações na dinâmica populacional do Copepoda Calanoida, *Notodiaptomus cearensis* Wright, 1936 e do Ostracoda, *Physiocypria schubarti* Farkas, 1958 expostos a diferentes condições alimentares. Desta maneira, este trabalho tem como principal objetivo verificar a influência da alimentação na taxa de sobrevivência e desenvolvimento das referidas espécies, de maneira a explicar possíveis interações entre Copepoda e Ostracoda co-ocorrentes na coluna d'água deste reservatório.

MATERIAL E MÉTODOS

Caracterização ambiental

As amostragens foram realizadas em dois períodos distintos (setembro de 2008 e setembro de 2010) quando houve a ocorrência de florações de cianobactérias filamentosas no reservatório ARG. Nos referidos meses não ocorreu intensa mistura na coluna d'água, sendo possível verificar se a condição alimentar favoreceu um aumento na biomassa de Ostracoda e se houve competição entre estes e os Copepoda pelo alimento disponível na coluna d'água.

As características limnológicas da água do reservatório ARG, utilizada como meio para os ensaios experimentais, foram mensuradas em campo com a obtenção de parâmetros referentes à temperatura da água (°C), pH, condutividade elétrica ($\mu\text{S. cm}^{-1}$) e concentração de oxigênio dissolvido (mg. L^{-1}), através de sensores multiparâmetro (WTW Multi 340i).

Amostras em perfil vertical foram coletadas para as análises dos nutrientes inorgânicos e totais, tais como N-nitrato ($\mu\text{g.L}^{-1}$), N-amoniaco ($\mu\text{g.L}^{-1}$) e fósforo solúvel reativo ($\mu\text{g.L}^{-1}$), nitrogênio total ($\mu\text{g.L}^{-1}$) e fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$), através de métodos espectrofotométricos, seguindo metodologias específicas. Durante a execução dos experimentos todas as variáveis acima citadas foram mensuradas a cada dois dias, a fim de garantir a manutenção das variáveis físicas e químicas semelhantes aos registrados no reservatório, por meio de frequentes trocas do meio.

A biomassa das espécies fitoplanctônicas e zooplanctônicas foi estimada durante os dois períodos de coleta. O fitoplâncton e o zooplâncton foram coletados com o auxílio de uma rede de plancton com abertura de malha de $20\mu\text{m}$ e $68\mu\text{m}$, respectivamente, e as densidades das populações foram analisadas por meio de contagens numéricas em câmara de Sedgewick-Rafter sob microscópio óptico Nikon Eclipse E200. O biovolume algal foi estimado de acordo com Hillebrand et al. (1999), expresso em $\text{mm}^3 \text{L}^{-1}$ e a biomassa do zooplâncton foi determinada segundo Bottrel, et al. (1976).

Ensaio experimental

Foram realizados dois ensaios experimentais distintos em que a comunidade fitoplanctônica natural do reservatório Armando Ribeiro Gonçalves/RN (ARG), situado na região semi-árida do nordeste brasileiro ($05^\circ 49'25'' \text{ S}$ e $36^\circ 51'12'' \text{ W}$), foi utilizada como alimento.

O primeiro ensaio foi realizado com um organismo-teste, a espécie de Cladocera *Ceriodaphnia dubia*, sem contato prévio com a água do reservatório e teve o objetivo de testar a possível toxicidade da água bruta, a fim de fornecer subsídios para a interpretação da dinâmica populacional dos grupos zooplanctônicos em estudo. O segundo ensaio foi realizado utilizando as espécies *Notodiaptomus cearensis* Wright (Copepoda calanoida) e *Physiocypria schubarti* Farkas (Ostracoda) coletadas no reservatório ARG, através de rede de plâncton ($68\mu\text{m}$), com o objetivo de observar a influência de diferentes tipos de alimento e possível competição por alimento entre estes organismos.

Teste de toxicidade crônica com Ceriodaphnia dubia

As culturas de *C. dubia* foram cedidas pela Universidade Federal de São Carlos e mantidas no Laboratório de Ecotoxicologia da Universidade Federal do Rio Grande do Norte. A água reconstituída foi utilizada como meio de cultivo (pH 7.2-7.6, condutividade elétrica $160 \mu\text{S.cm}^{-1}$ e dureza entre 42 e 48 $\text{mg CaCO}_3\text{.L}^{-1}$) e estes cladóceros foram

diariamente alimentados com uma suspensão algal de *Pseudokirchneriella subcapitata* na concentração de 10^5 cel. mL⁻¹ (ABNT, 2005).

Os testes crônicos tiveram a duração de sete dias, sendo realizados com organismos neonatos, utilizando-se dois tratamentos distintos, com 10 réplicas e um indivíduo em cada recipiente. No tratamento controle os organismos foram alimentados exclusivamente com *P. subcapitata* e mantidos em água reconstituída. No Tratamento 1, as neonatas foram alimentadas apenas com as espécies de algas e outras partículas do seston presentes na amostra bruta da água do reservatório ARG (superfície, meio e fundo). No Tratamento 2, os organismos foram expostos a uma alimentação mista da cianobactéria (*Planktothrix agardhii*) e da alga clorofícea (*Pseudokirchneriella subcapitata*) cultivadas em laboratório sob condições controladas e mantidas durante o ensaio na água do reservatório, previamente filtrada em membrana de celulose com 0,45 µm de porosidade. Em todos os recipientes-teste foram mantidas densidades algais similares, em torno de $2,0 \times 10^5$ ind. mL⁻¹.

Para cada tratamento e para o controle foram observados e registrados o número de indivíduos mortos (sobrevivência) e o número de neonatas produzidas (fecundidade).

Dinâmica populacional de Copepoda e Ostracoda

Os organismos das espécies *Notodiaptomus cearensis* e *Physiocypria schubarti* foram coletados no reservatório e mantidos em laboratório na água do reservatório (temperatura constante de $25 \pm 2^\circ\text{C}$ e fotoperíodo de 11h:13h claro/escuro). As espécies sobreviveram satisfatoriamente em recipientes de plástico atóxico (10 L), durante todo o experimento.

Para o ensaio experimental, 45 organismos de cada espécie (copepodito e ostrácodo jovem) e de tamanhos aproximadamente semelhantes, foram obtidos aleatoriamente da amostra estoque. Dentre estes, 30 copepoditos e 30 ostrácodos jovens foram mensurados para posterior cálculo das biomassas iniciais. Os demais 15 organismos de cada espécie foram utilizados no experimento, que foi realizado em béquer (1L) para evitar estresse por falta de espaço, alimento, oxigênio ou acúmulo de excretas, durante um período de 15 dias. A água utilizada no ensaio foi obtida do reservatório e previamente filtrada em membrana de celulose (0,45µm) para remover outros organismos e evitar predação ou competição. Esta estratégia permitiu manter as condições naturais ou semi-naturais das características químicas da água, uma vez que o objetivo do ensaio foi verificar a sobrevivência e desenvolvimento das espécies nas amostras contendo cianobactérias filamentosas,

verificando a ocorrência de competição por alimento ou melhor desenvolvimento de uma espécie em detrimento da outra.

Os experimentos foram constituídos de três tratamentos estáticos distintos com apenas uma troca de água, havendo apenas homogeneização da água cinco vezes ao dia para simulação de mistura na coluna d'água e conseqüente ressuspensão do alimento.

Cada tratamento foi constituído por três réplicas, obedecendo aos seguintes critérios: Tratamento controle, onde somente a água do reservatório foi ofertada, constituída por 75% de cianobactérias filamentosas, em que as espécies mais abundantes foram *Planktothrix agardhii*, *Komvophorum minutum* e *Cylindrospermopsis raciborskii*, 8% de clorófitas e 17% correspondendo aos demais grupos algais juntamente com cianobactérias coloniais, principalmente *Microcystis* sp.; Tratamento 1, em que os organismos foram alimentados exclusivamente com detrito orgânico, correspondendo a 0,05g.ml⁻¹ de espinafre triturado seco em estufa a 110 °C; Tratamento 2, onde a alimentação consistiu apenas da cianobactéria filamentosa (*Planktothrix agardhii*) previamente isolada da água do reservatório, juntamente com 0,05g.ml⁻¹ de detrito orgânico (espinafre seco) e Tratamento 3, que diferiu do tratamento 2 apenas pela substituição de *Planktothrix agardhii* por uma espécie de Clorófitas (*Pseudokirchneriella subcapitata*), a qual foi obtida a partir de inóculos provenientes do Laboratório de Ecotoxicologia, Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva (UFSCar). Para os tratamentos 1, 2 e 3 os organismos foram mantidos na água do reservatório previamente filtrada (0,45 µm) e a densidade algal ofertada foi de aproximadamente 2 a 3 x 10⁵ ind. mL⁻¹.

Ao final dos quinze dias de experimento a biomassa dos organismos foi quantificada (µgPS. m⁻³) e verificada a taxa de sobrevivência e crescimento populacional dos Copepoda e Ostracoda nos recipientes.

Análises estatísticas

A análise de correlação de Pearson (p<0,05) foi realizada para verificar o grau de relação entre as densidades dos grupos zooplânctônicos (Copepoda e Ostracoda) e ainda, entre estas e a biomassa de cianobactérias filamentosas.

Para verificar a existência de diferenças significativas na fecundidade e mortalidade de *Ceriodaphnia dubia* foi utilizado o programa computacional SigmaStat 3.5 para análises de variância (ANOVA, p<0,05) com teste de comparação múltipla (Tukey, p<0,05). Além

disso, o teste de Fisher foi utilizado para testar o efeito “tóxico” ou “não-tóxico” da floração de cianobactéria sobre a espécie *C. dubia*.

ANOVA One Way ($p < 0,05$) foi utilizada para verificar diferenças estatísticas significantes entre as densidades populacionais de *N. cearensis* e *P. schubarti* nos tratamentos estudados.

RESULTADOS

Observações em campo

Durante as amostragens para obtenção dos organismos a serem utilizados nos experimentos foi registrada uma dominância de cianobactérias filamentosas em ambos períodos, setembro de 2008 e setembro de 2010, com biomassa algal média de $38,2 \pm 2,12$ e $59,9 \pm 17,5 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$, respectivamente (Tabela 1). Dentre as espécies de cianobactérias que constituíram a floração do mês de setembro de 2008, houve dominância da cianobactéria filamentosa *Planktothrix agardhii*, a qual representou 87% da comunidade fitoplanctônica. As espécies de cianobactérias filamentosas constituíram em setembro de 2010 mais de 75% da população fitoplanctônica, com densidade média de $3,1 \times 10^5 \text{ ind. mL}^{-1}$ da espécie *Planktothrix sp.*, seguida de *Cylindrospermopsis raciborskii* ($8,1 \times 10^4 \text{ ind mL}^{-1}$), *Anabaena sp.* ($4,3 \times 10^4 \text{ ind mL}^{-1}$) e *Komvophorum minutum* ($3,8 \times 10^4 \text{ ind mL}^{-1}$) entre as amostras da superfície, meio e fundo da coluna d'água.

Tabela 1. Biomassa média ($\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$) da comunidade fitoplanctônica no reservatório Armando Ribeiro Gonçalves, RN, durante os períodos de coleta e ensaios experimentais.

	Set/2008		Set/2010	
	Média	DP	Média	DP
Clorofícea	4,8	2,8	8,3	4,5
Cianobactéria filamentosa	38,2	2,12	59,9	17,5
Cianobactéria colonial	7,3	6,14	15,8	4,3
Outros táxons	2,4	1,15	11,3	3,7
FITO TOTAL	52,7	12,21	95,3	29,96

Dentre os 21 táxons de organismos zooplânctônicos encontrados no reservatório, os Copepoda foram o grupo dominante, com abundância relativa de 82% em relação à biomassa total, sendo registrados os táxons *Notodiaptomus cearensis*, *Thermocyclops decipiens*, *Mesocyclops sp.* e *Argyrodiaptomus furcatus*, seguidos do Ostracoda

Physiocypria schubarti, o qual correspondeu a 8% da biomassa total da comunidade zooplanctônica.

De acordo com a análise de correlação de Pearson, foi obtida uma relação inversa entre as densidades das espécies de Copepoda Calanoida e Ostracoda ($r = -0,71$, $p < 0,05$). Em relação aos referidos grupos, uma correlação positiva foi observada entre a biomassa total de cianobactérias filamentosas (CF) e de Ostracoda ($r = 0,62$; $p < 0,05$) e uma correlação negativa entre a biomassa de CF e dos Copepoda Calanoida ($r = -0,45$; $p < 0,05$).

Experimentos laboratoriais

Teste de toxicidade crônica com Ceriodaphnia dubia

Os parâmetros físicos e químicos da água analisados ao longo do perfil vertical antes de iniciar o ensaio experimental não apresentaram diferença significativa entre as amostras de superfície, meio e fundo (ANOVA, $p > 0,05$). Desta maneira, a qualidade da água utilizada no experimento foi considerada homogênea e caracterizada como alcalina ($9,15 \pm 0,31$) embora o pH recomendado para o cultivo de Cladocera situe-se entre 5 e 7. A temperatura da água esteve favorável ao desenvolvimento dos organismos (27°C), e as concentrações médias de oxigênio dissolvido permaneceram estáveis ($5,5 \pm 0,4 \text{ mg. L}^{-1}$), a condutividade elétrica foi moderada ($196,6 \pm 17,1 \text{ }\mu\text{S.cm}^{-1}$) de acordo com a tipologia regional, a dureza total não ultrapassou 34 mg. L^{-1} e foram observadas elevadas concentrações de nitrogênio total ($1243,3 \pm 314,3 \text{ }\mu\text{g.L}^{-1}$) e fósforo total ($320,3 \pm 40,4 \text{ }\mu\text{g.L}^{-1}$). Dentre os compostos nitrogenados, o N-amoniaco ocorreu em maior concentração que o N-nitrato ao longo da coluna d'água, com valores médios de $250,1 \pm 39,2 \text{ }\mu\text{g.L}^{-1}$ e $80,4 \pm 21,7 \text{ }\mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente. Para o fósforo solúvel reativo (PSR) registrou-se uma média de $230 \pm 83,2 \text{ }\mu\text{g.L}^{-1}$.

O teste de toxicidade crônica com a água bruta do reservatório Armando Ribeiro Gonçalves resultou em diferença significativa na sobrevivência de *Ceriodaphnia dubia* apenas para as amostras da superfície do Tratamento 1 quando relacionadas ao controle (Tukey, $p < 0,05$). Os dados evidenciaram que a água do reservatório afetou a fecundidade, que foi maior no tratamento com cianobactérias e algas verdes (Tratamento 2), quando comparados ao controle e Tratamento 1 (Tukey, $p < 0,05$). Nos tratamentos 1 e 2, a fecundidade de *C. dubia* foi mais elevada quando os organismos foram expostos à água da superfície do que quando expostos à água do meio e do fundo (ANOVA, $p < 0,05$) (Figura 1).

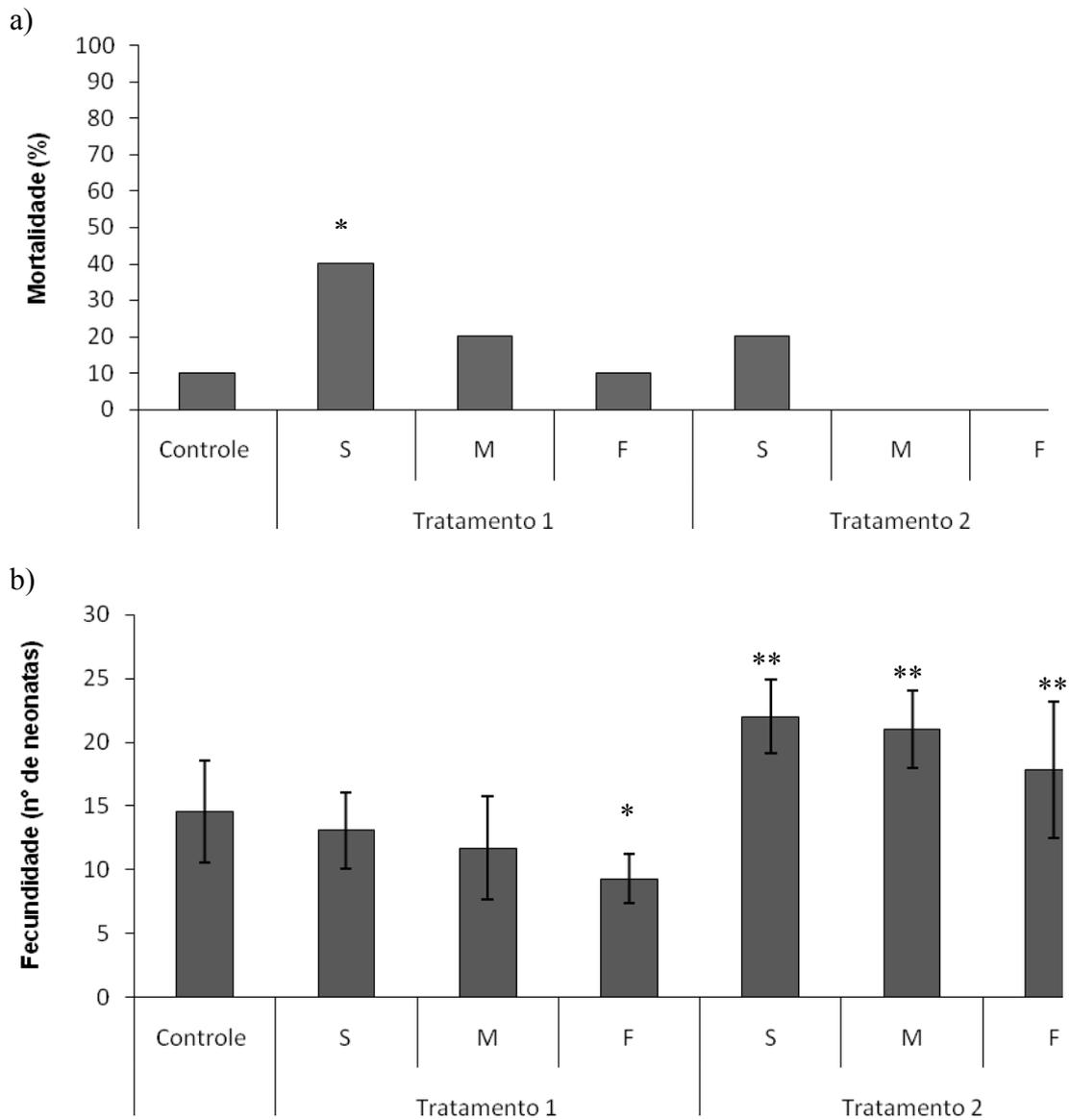


Figura 1. Toxicidade crônica da água bruta do reservatório Armando Ribeiro Gonçalves, RN ao Cladocera *Ceriodaphnia dubia* exposto a: a) Letalidade (taxa de mortalidade - %) e b. Fecundidade (número de neonatas). *Diferença significativa em relação ao controle e ao tratamento 2 e **Diferença significativa em relação ao controle e Tratamento 1, Tukey ($p < 0,05$). S. Superfície, M. Meio, F. Fundo.

Dinâmica populacional de Copepoda e Ostracoda

A Figura 2 ilustra a diferença existente entre o tamanho dos indivíduos no início e ao final do experimento, demonstrando o desenvolvimento de *Notodiaptomus cearensis* e *Physiocypria schubarti*

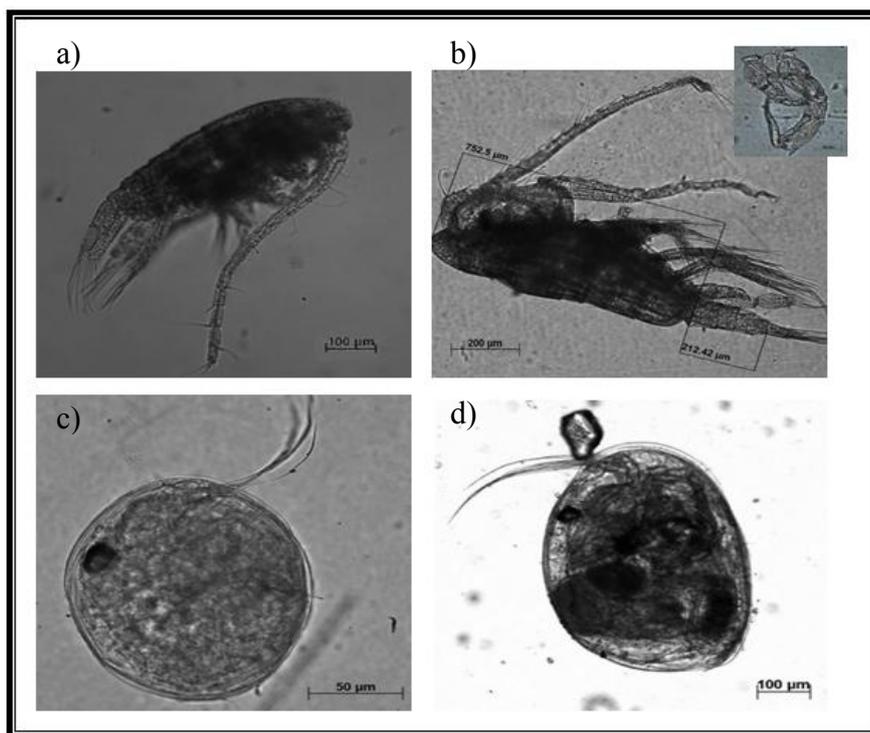


Figura 2. Aspecto geral e tamanho relativo dos indivíduos de *Notodiaptomus cearensis* (a e b) e *Physiocypria schubarti* (c e d) durante o ensaio experimental. a) copepodito; b) copépodo adulto; c) ostrácodo jovem; d) ostrácodo adulto.

Ao final do experimento foi observado que no tratamento controle não houve mortalidade dos organismos estudados. No tratamento 1 e 2, *N. cearensis* teve uma taxa de mortalidade média de 31,1% e 6,6%, respectivamente, a qual foi maior que a obtida para a espécie *P. schubarti*, a qual teve mortalidade de 2,22% dos indivíduos em ambos tratamentos. A taxa de mortalidade de *N. cearensis* no tratamento 1 foi significativamente mais elevada quando comparada aos tratamentos 2 e 3 (ANOVA, $p < 0,05$). Por outro lado, *P. schubarti*, teve taxa de mortalidade similar entre os tratamentos experimentais (ANOVA, $p > 0,05$) (Figura 3a).

Em relação à biomassa inicial de *N. cearensis* e *P. schubarti* não houve diferença significativa entre os tratamentos e o controle (ANOVA, $p < 0,05$). Em relação à biomassa final, no tratamento 1, o desenvolvimento de *N. cearensis* foi menor do que *P. schubarti* (ANOVA, $p > 0,05$). A biomassa de *N. cearensis*, no controle e nos tratamentos 2 e 3, foi mais elevada do que a da espécie *P. schubarti* (ANOVA, $p < 0,05$). A biomassa final de *N. cearensis* no tratamento 1 foi menor ($1610,0 \pm 298,1 \mu\text{gPS}\cdot\text{mm}^{-3}$) quando comparada ao controle ($5916,667 \pm 1732,6 \mu\text{gPS}\cdot\text{mm}^{-3}$), tratamento 2 ($5006,6 \pm 497,2 \mu\text{gPS}\cdot\text{mm}^{-3}$) e tratamento 3 ($8740 \pm 1063,5 \mu\text{gPS}\cdot\text{mm}^{-3}$) (ANOVA, $p < 0,05$). A biomassa do Ostracoda,

P. schubarti, não diferiu significativamente da biomassa no controle e entre os tratamentos realizados (ANOVA, $p < 0,05$) (Figura 3b).

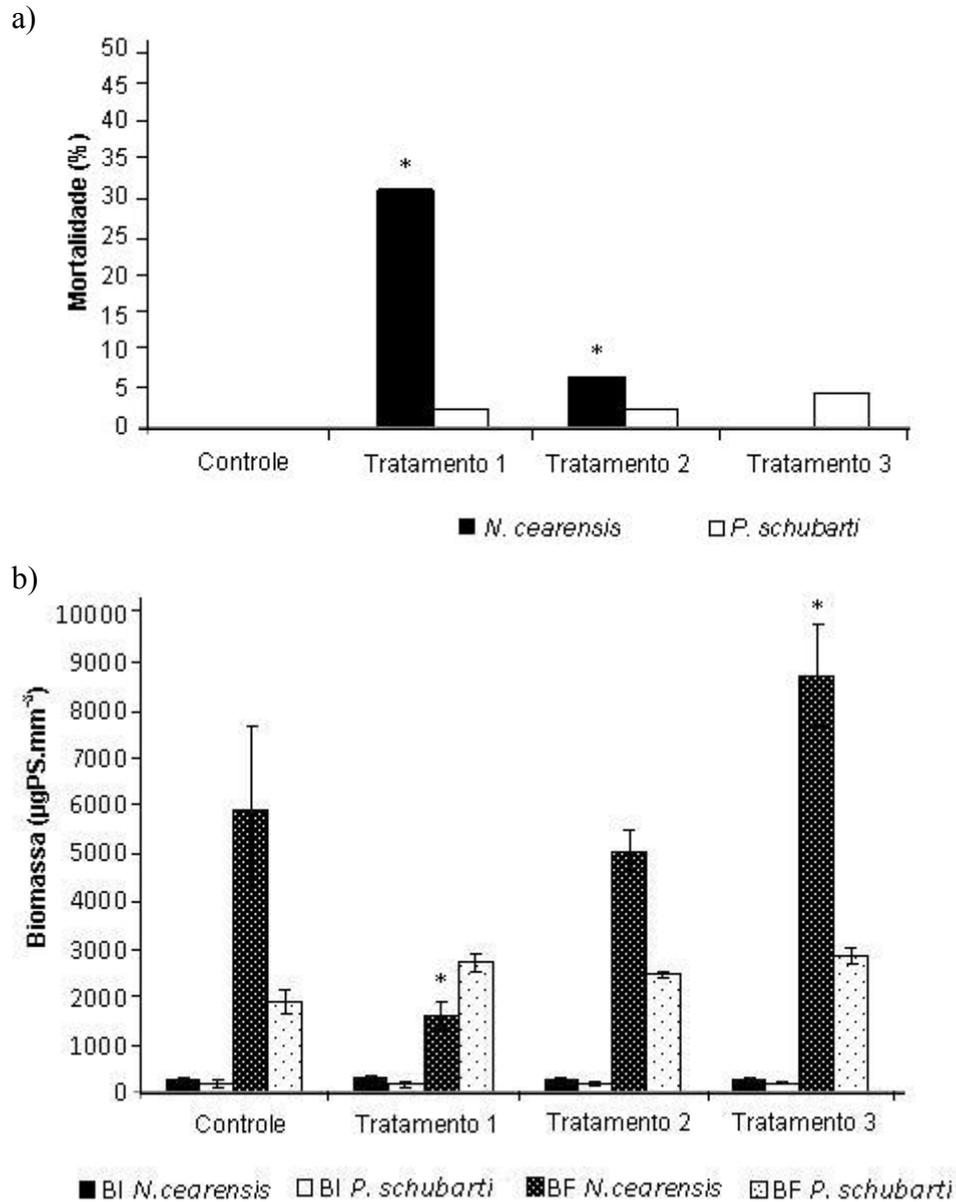


Figura 3. Variações na biomassa de Copepoda (*Notodiaptomus cearensis*) e Ostracoda (*Physiocypria schubarti*) expostos à água bruta do reservatório Armando Ribeiro Gonçalves sob diferentes condições alimentares. a. Letalidade: taxa de mortalidade (%) e b. Crescimento: Biomassa inicial (BI) e Biomassa Final (BF), de *N. cearensis* e *P. schubarti* * Diferença significativa em relação ao controle, Tukey ($p < 0,05$).

DISCUSSÃO

Os resultados do presente estudo demonstram que as relações inversamente proporcionais constatadas a partir das observações em campo entre as biomassas de Ostracoda e Copepoda Calanoida, especialmente *Physiocypria schubarti* e *Notodiaptomus cearensis*, não apresentam um padrão sazonal que possa ser explicado pela competição por alimento disponível na coluna d'água. Os resultados experimentais obtidos evidenciaram que *P. schubarti* apresenta um desenvolvimento populacional, avaliado pela biomassa similar e independente do alimento ofertado enquanto para *N. cearensis* foi evidenciada a melhor adequação alimentar das algas clorofíceas. Alguns autores relatam que muitos organismos zooplanctônicos demonstram esta preferência alimentar e que as clorofíceas são adequadas como fonte alimentar para os organismos zooplanctônicos porque apresentam paredes celulares finas, o que implica num baixo conteúdo de cinzas e uma alta relação entre o carbono orgânico e o peso seco (Tavares & Matsumura-Tundisi, 1984; Sipaúba-Tavares, 1988; Sipaúba-Tavares & Rocha, 1994).

Segundo Melão (1999), os Copepoda Calanoida apresentam um amplo espectro alimentar, sendo a maioria das espécies basicamente herbívora. Deste modo, a população de *N. cearensis* sobrevive satisfatoriamente na presença de cianobactérias e apresenta uma taxa de mortalidade significativamente elevada quando alimentados exclusivamente com detrito orgânico. Portanto, as alterações nas biomassas das espécies de Copepoda Calanoida e Ostracoda estudados nos ecossistemas de água doce estão provavelmente associados à presença de cianobactérias, de modo que estes grupos parecem ser menos afetados pelas florações, podendo dominar a comunidade zooplanctônica em ecossistemas eutrofizados. No entanto, diferentemente do observado neste estudo, Deevey et al. (1980) e Tundisi et al. (1997) observaram no Lago Peten e no lago Dom Helvécio uma dominância de Calanoida sobre Cyclopoida, baixa densidade de Cladocera e escassez de Rotifera caracterizando um ambiente oligotrófico. Além disso, observaram grande densidade dos Ostracoda *Cyprina pectensis* e *Physiocypria sp.*, respectivamente, a qual ao longo do ano seguiu aproximadamente os mesmos padrões populacionais observados para os Copepoda.

Pelos resultados obtidos nos experimentos realizados há evidências de que a população do Ostracoda *P. schubarti* não influenciou o crescimento da espécie de Copepoda Calanoida *Notodiaptomus cearensis*, sendo a redução populacional deste último decorrente de um fator inerente à elevada biomassa da própria espécie (crescimento dependente da densidade) da ou presença de cianobactérias. Apesar dos Copepoda apresentarem movimentos migratórios na coluna d'água e selecionarem o alimento

disponível sobrevivendo durante as florações de cianobactérias, a redução na biomassa populacional de *N. cearensis* pode ter sido relacionada à toxicidade das cianobactérias. Este fato pode ser observado por meio dos ensaios laboratoriais, onde ocorre mortalidade de alguns indivíduos de *N. cearensis* quando expostos a cianobactérias filamentosas juntamente com detrito orgânico e também através da mortalidade observada para *Ceriodaphnia dubia* durante os testes de toxicidade com água bruta da superfície do reservatório Armando Ribeiro Gonçalves o qual continha elevadas densidades de cianobactérias. Leonard & Paerl (2005) analisando a relação fitoplâncton-zooplâncton do Lago Georgia na Flórida observaram que a densidade de Copepoda parece ser negativamente afetada por cianobactérias tóxicas e que quando estes são expostos a elevadas biomassas de *Cylindrospermopsis raciborskii* ocorre uma depleção populacional.

A sobrevivência de *P. schubarti* foi independente do tipo de alimento disponível e podendo no caso do reservatório Armando Ribeiro Gonçalves ter estado associada aos eventos de intensa mistura na coluna d'água, que favorecem a ressuspensão da fração bentônica da população de *P. schubarti* e o conseqüente aumento de sua biomassa na coluna d'água. Embora dados relacionados à taxa de mortalidade e desempenho dos Ostracoda sejam escassos, alguns estudos relatam que as algas parecem otimizar a sobrevivência e o crescimento de diversas espécies de Ostracoda (Chial e Persoone, 2002; Cywinska e Hebert, 2002).

Em estudo prévio realizado no Reservatório ARG foi reportada a ocorrência de microcistinas e saxitoxinas em níveis elevados, sendo este um fator chave com potencial prejuízo à sobrevivência dos organismos aquáticos e desencadeador de alterações na dinâmica populacional das espécies (Costa et al. 2006). No presente estudo, a constatação de uma taxa de mortalidade de *Ceriodaphnia dubia* significativamente elevada quando exposta à água proveniente da superfície do reservatório ARG, provavelmente reflete o potencial tóxico das espécies de cianobactérias ou a deficiência nutricional das mesmas, uma vez que a biomassa de cianobactérias foi mais elevada na superfície enquanto outras espécies mais palatáveis tem biomassa reduzida nesta camada da coluna d'água.

Alva-Martínez, et al. (2004) demonstraram que algumas espécies zooplânctônicas podem se desenvolver na presença de cianobactérias filamentosas quando misturadas com algas verdes. Portanto a toxicidade ao zooplâncton de algumas cianobactérias pode ser reduzida quando são adicionados outros grupos fitoplânctônicos mais palatáveis ao zooplâncton. Isto explicaria a redução na mortalidade de *C. dubia* quando exposta à água bruta do reservatório com floração de cianobactérias e clorofíceas.

CONCLUSÕES

No presente estudo pode-se concluir que a competição interespecífica por alimento não foi um fator-chave influenciando a taxa de sobrevivência e o desenvolvimento das espécies *Notodiaptomus cearensis* e *Physiocypria schubarti*, e que as alterações na dinâmica populacional destas espécies na coluna d'água estão provavelmente relacionadas à presença de cianobactérias. Com base na experimentação realizada sugere-se que as correlações negativas entre as populações de Copepoda Calanoida e Ostracoda observadas em campo no reservatório Armando Ribeiro Gonçalves provavelmente sejam mais relacionadas aos eventos de mistura do que à competição por alimento entre as referidas espécies, uma vez que se constatou que *Physiocypria schubarti* apresenta um desenvolvimento populacional similar independentemente do alimento ofertado. Concluiu-se também que apesar dos indícios de toxicidade das florações de cianobactérias, a taxa de sobrevivência e o desenvolvimento de *N. cearensis* obtidos na presença do fitoplâncton contendo uma floração de cianobactérias filamentosas evidenciam o potencial de crescimento destas espécies em ecossistemas eutrofizados, quando juntamente com as cianobactérias ocorrem também outras algas de maior valor nutricional.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Professora Dra. Janet Higuti pela identificação taxonômica do Ostracoda e ao CNPq (Conselho Nacional de Pesquisa e Desenvolvimento) pelo apoio financeiro concedido.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT, ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICA NBR 13373, 2005. Ecotoxicologia aquática - Toxicidade crônica - Método de ensaio com *Ceriodaphnia* spp (Crustacea, Cladocera).
- ALVA-MARTÍNEZ, AF., SARMA, SSS and NANDINI, S., 2004. Population growth of *Daphnia pulex* (Cladocera) on a mixed diet (*Microcystis aeruginosa* with *Chlorella* or *Scenedesmus*). *Crustaceana*, vol. 77, p.973-988.
- ALVA-MARTINEZ, AF., SARMA, SSS and NANDINI, S., 2007. Effect of mixed diets (cyanobacteria and green algae) on the population growth of the cladocerans *Ceriodaphnia dubia* and *Moina macrocopa*. *Aquatic Ecology*, vol. 41, p. 579-585.

BOTTRELL, H.H, DUCAN, A., GLIWICZ, X., GRYGIEREK, E., HERZIG, A., HILLBRICHT-ILKOWSKA, A., KURASAWA, H., LARSSON, P. and WEGLENSKA, TA., 1976. Review of some problems in zooplankton production studies. *Norw. J. Zool*, vol.24, p. 419-456.

BOUVY, M., MOLICA, R., OLIVEIRA, S., MARINHO, M. and BEKER, B., 1999. Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in the semi-arid region of Northeast Brazil. *Aquatic Microbial Ecology*, vol. 20, p. 285-297

BURNS, CW., and XU, Z., 1990. Calanoid copepods feeding on algae and filamentous cyanobacteria: rates of ingestion, defaecation and effects on trichome length. *Journal of Plankton Research*, vol. 12, no.1, p.201-213.

CHIAL, B. and PERSOONE, G., 2002. Cyst-based toxicity tests XII – Development of a short chronic sediment toxicity test with the ostracod crustacean *Heterocypris incongruens*: Selection of test parameters. *Environmental Toxicology*, vol. 17, p. 520-527.

COSTA, IAS., AZEVEDO, SM FO, SENNA, PAC, BERNARDO, RR, COSTA, SM and CHELLAPPA, NT, 2006. Occurrence of toxin-producing cyanobacteria blooms in a Brazilian semiarid reservoir. *São Carlos: Brazilian Journal of Biology*, vol. 66, no.1b, p. 211-219.

CYWINSKA, A. and HEBERT, PDN, 2002. Origins of clonal diversity in the hypervariable asexual ostracode *Cypridopsis vidua*. *Journal of Evolutionary Biology*, vol. 15, p. 134-145.

DEEVEY, JES., DEEVEY, GB and BRENNER, M., 1980. Structure of zooplankton communities in the Peten Lake District, Guatemala. In: Kerfoot, W.C. (ed.) *Evolution and Ecology of Zooplankton Communities*, University Press of New England, vol.3, p. 669-678.

GRANT, IF., EGAN, EA. and ALEXANDER, M., 1983. Pesticides to control ostracods grazing on blue-green algae. *Soil Biology and Biochemistry*, vol. 15, no. 2, p.193-197.

HIGUTI, J., 2006. Fatores reguladores da biodiversidade de Ostracoda (Crustacean) no vale alluvial do alto rio Paraná. Tese de doutorado. Universidade Estadual de Maringá. 59p.

HILLEBRAND, H., DURSELEN, CD., KIRSCHTEL, D., POLLINGER, U. and ZOHARY, T., 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology*, vol. 35, p. 403-421.

KOSKI, M., SCHMIDT, K., ENGSTRÖM-ÖST, J., VIITASALO, M., JÓNASDÓTTIR, SH., REPKA, S. and SIVONEN, K., 2002. Calanoid copepods feed and produce eggs in the presence of toxic cyanobacteria *Nodularia spumigena*. *Limnol. Oceanogr.*, vol. 47, p. 878–885.

KOZLOWSKY-SUZUKI, B., KARJALAINEN, M., LEHTINIEMI, M., ENGSTRÖM-ÖST, J., KOSKI, M. and CARLSSON, P., 2003. Feeding, reproduction and toxin accumulation by the copepods *Acartia bifilosa* and *Eurytemora affinis* in the presence of the toxic cyanobacterium *Nodularia spumigena*. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 249, p. 237–249.

LEONARD, JA. and PAERL, HW., 2005. Zooplankton community structure, microzooplankton grazing impact, and seston energy content in the St. Johns River system, Florida as influenced by the toxic cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Hydrobiologia*, vol. 537, p. 89-97.

MEISCH, C., 2000. Freshwater Ostracoda of Western and Central Europe. Spektrum Akademischer Verlag Gustav Fischer, Heidelberg, Germany.

MELÃO, MGG, 1999. Desenvolvimento e aspectos reprodutivos de cladóceros e copépodos de águas continentais brasileiras. In: Pompêo, M.L.M (ed.) *Perspectivas da limnologia no Brasil*. São Luiz, MA, p. 45-57.

ORCUTT, JDJ and PACE, ML., 1984. Seasonal dynamics of rotifer and crustacean zooplankton populations in an eutrophic monomictic lake: a note on rotifer sampling techniques. *Hydrobiologia*, vol. 119, p. 73-80.

RIETZLER, AC, ESPINDOLA, ELG., 1998. *Microcystis* as a food source for copepods in a subtropical eutrophic reservoir. *Verh. Internat. Verein. Limnol*, vol.26, p. 2001-2005.

SCHMIT, O., ROSSETTI, G., VANDEKERKHOVE, J. and MEZQUITA, F., 2007. Food selection in *Eucypris virens* (Crustacea: Ostracoda) under experimental conditions. *Hydrobiologia*, vol. 585, p. 135-140.

SIPAÚBA-TAVARES, LH. and ROCHA, O., 1994. Cultivo em larga escala de organismos planctônicos para a alimentação de larvas e alevinos de peixes: I- algas clorofíceas. *Biotemas*, vol.6, no. 11, p. 93-106.

SIPAÚBA-TAVARES, LH., 1998. Utilização do plâncton na alimentação de larvas e alevinos de peixes. São Carlos: UFSCar, 191p. (Tese de doutorado).

TAVARES, L.HS and MATSUMURA-TUNDISI, T., 1984. Feeding in adult females of *Argyrodiaptomus furcatus* (Sars, 1901) Copepoda Calanoida of Lobo reservoir, São Carlos, Brazil. *Hydrobiologia*, vol. 113, p. 15-23.

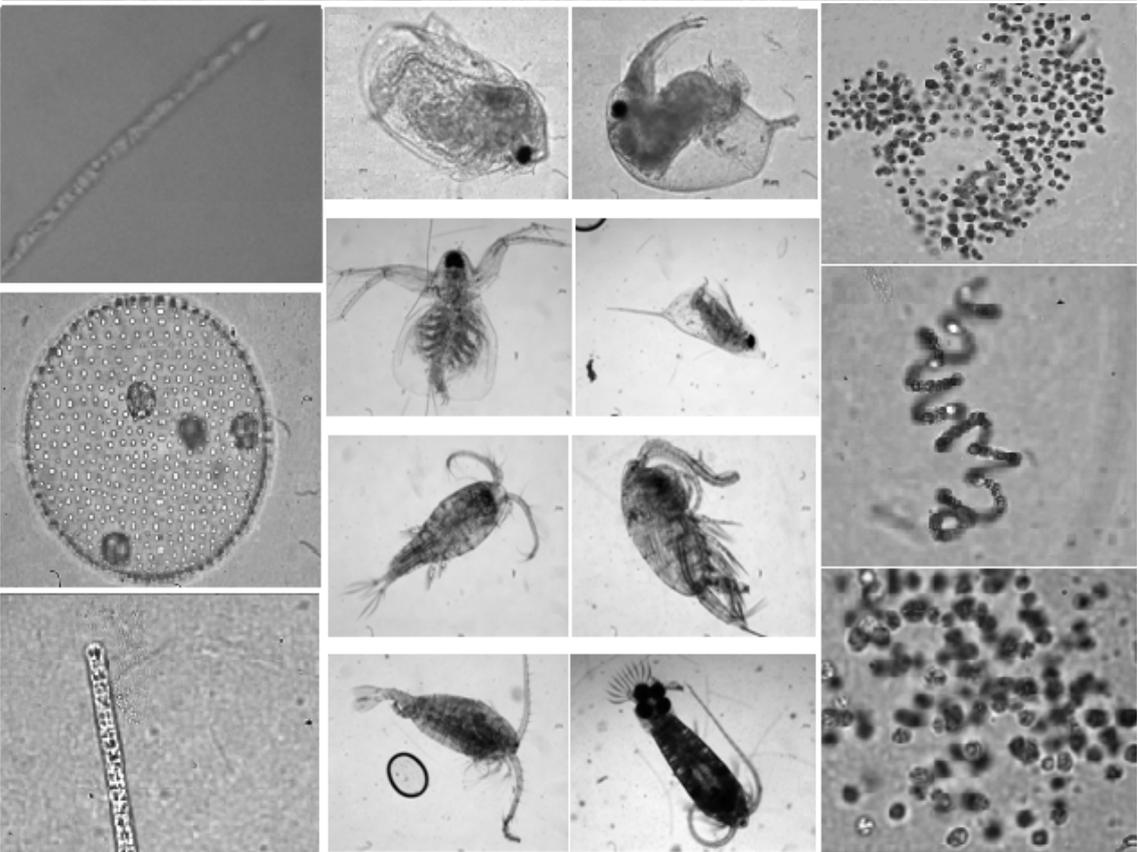
TUNDISI, TM., TUNDISI, JG., ROCHA, O. and CALIJURI, MC., 1997. The Ecological significance of the metalimnion in lakes of Middle Rio Doce Valley. In: TUNDISI, JG. and SAIJO, Y.(eds.). *Limnological Studies on the Rio Doce Valley Lakes, Brazil*, 528p.

VAN DONINCK, K., SCHON, I., MAES, F., DE BRUYN, L. and MARTENS, K., 2003. Ecological strategies in the ancient asexual animal group Darwinulidae (Crustacea, Ostracoda). *Freshwater Biology*, vol. 48, p.1285-1294.

VON ELERT, E. and WOLFFFROM, T., 2001. Supplementation of cyanobacterial food with polyunsaturated fatty acids does not improve growth of *Daphnia*. *Limnology and Oceanography*, vol. 46, p. 1552-1558.

WICKSTROM, CE and CASTENHOLZ, RW, 1985. Dynamics of cyanobacterial and Ostracod interactions in an Oregon hot spring. Ecology, vol. 66, no.3, p. 1024-1041.

ZOLLNER, E., SANTER, B., BOERSMA, M., HOPPE, H-G. and JÜRGENS, K., 2003. Cascading predation effects of *Daphnia* and copepods on microbial food web components. Freshwater Biology, vol. 48, p. 2174-2193.



CONCLUSÕES

CONCLUSÕES GERAIS

- Os elevados índices pluviométricos causaram marcante sucessão morfofuncional do fitoplâncton, com o estabelecimento de espécies que caracterizam uma melhor qualidade da água no reservatório Armando Ribeiro Gonçalves.
- A sucessão sazonal entre os Grupos Funcionais Baseados na Morfologia (MBFG) no reservatório Armando Ribeiro Gonçalves foi caracterizada pela seguinte sequência: MBFG VII → MBFG III → MBFG III/V/VII, durante a primeira instabilidade, estabilidade e segunda instabilidade hidrodinâmica, respectivamente.
- As modificações na temperatura, anomalias pluviométricas e redução do tempo de residência da água resultam em uma maior diversidade de espécies fitoplanctônicas e baixa dominância de espécies potencialmente tóxicas em reservatórios eutrofizados.
- As características que indicam melhoria na qualidade da água incluem a redução da biomassa de cianobactérias potencialmente tóxicas, maior biomassa de clorofíceas e bacilariofíceas, desenvolvimento adequado de organismos em fases larvais e juvenis de Copepoda e crescimento apropriado de Cladocera.
- Evidenciou-se no presente estudo uma redução na biomassa de Copepoda Calanoida durante períodos com elevada biomassa de Ostracoda na coluna d'água.
- A relação entre Ostracoda e Copepoda Calanoida, esta mais ligada aos eventos de mistura e ressuspensão do sedimento do que com a competição por alimento entre espécies destes grupos.
- A alimentação não influencia a taxa de sobrevivência e crescimento populacional das espécies *Notodiaptomus cearensis* (Copepoda calanoida) e *Physiocypria schubarti* (Ostracoda).
- O táxon *Physiocypria schubarti* apresenta desenvolvimento similar independente do alimento ofertado.
- *Notodiaptomus cearensis* demonstra seu potencial reprodutivo em ecossistemas com elevada abundância de Clorofíceas, no entanto, os indivíduos apresentam eficiente desenvolvimento durante florações de cianobactérias filamentosas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS GERAIS

- ABNT, ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 13373: Ecotoxicologia aquática – Toxicidade crônica – Método de ensaio com *Ceriodaphnia* spp (Cladocera, Crustacea). Rio de Janeiro, 15p, 2005
- AMOS, Australian Meteorological and Oceanography Society. A technical report on Climate change and SW Australian flooding in Murray-Darling basin, 2011.
- APHA, AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard methods for examination of water and wastewater. 16^aed. 1527p., 1985.
- BARBER, H. G. & HAWORTH, E. Y. A guide to the morphology of the diatom frustule. British: Freshwater Biological, 112p., 1981.
- BERGEN, W. H. & PARKER, F. L.. Diversity of plankton foraminifer in deep-sea sediments. Science, vol. 168, p. 1345-1347, 1970.
- BERLATO, M.A. & FONTANA, D.C. El Niño e La Niña: impactos no clima, na vegetação e na agricultura do Rio Grande do Sul; aplicações de previsões climáticas na agricultura. Porto Alegre: UFRGS, 110p., 2003.
- BICUDO, C.E.M. & MENEZES, M. Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições. ed. Rima, São Carlos, SP. vol.1. 489p., 2005.
- BOTTREL, H.H., DUCAN, A., GLIWICZ, Z., GRYGIEREK, E., HERZIG, A., HILLBRICHT-ILKOWSKA, A., KURASAWA, H., LARSSON, P. & WEGLENSKA, T.A. Review of some problem in zooplankton production studies. Norwegian Journal of Zoology, vol. 24, p. 419-456, 1976.
- BOUVY, M., NASCIMENTO, S. M., MOLICA, R. J. R., FERREIRA, A., HUSZAR, V. & AZEVEDO, S.M.F.O. Limnological features in Tapacurá reservoir (northeast Brazil) during a severe drought. Hydrobiologia, vol.493, p.115-130, 2003.
- BOVO-SOMPARI, V. M. & TRAIN, S. Long-term variability of the phytoplankton community in an isolated floodplain lake of the Ivinhema River State Park, Brazil, Hydrobiologia, vol. 610, p.331–344, 2008.
- CÂMARA, F.R.A. Demanda química de oxigênio, clorofila a e comunidade fitoplanctônica como indicador de qualidade da água no Canal do Pataxó/RN. Dissertação (Mestrado), 124p., 2007.

- CHELLAPPA, NT., CHELLAPPA, T., CÂMARA, FRA, ROCHA, O. & CHELLAPPA, S. Impact of stress & disturbance factors on the phytoplankton communities in Northeast Brazil Reservoir. *Limnologica*, vol. 39, p. 273-282, 2009.
- COSTA, I.A.S. Dinâmica de Populações de Cianobactérias em um Reservatório Eutrofizado no Semi-árido Nordeste Brasileiro. Tese de Doutorado. São Carlos: UFSCAR, 214p., 2003.
- CPTEC/ INPE, Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos/ Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Disponível em: <http://www.cptec.inpe.br/>. Acesso em: 05/05/2010.
- CROSSETTI, L.O. & BICUDO, C.E. Structural and functional phytoplankton response to nutrient impoverishment in mesocosms placed in a shallow eutrophic reservoir (Garças Pond), São Paulo, Brazil. *Hydrobiologia*, vol. 541, p.71-85, 2005.
- DE BERNARDI, R. & GIUSSANI, G. Are blue-green algae a suitable food for zooplankton? An over view. *Hydrobiologia*, vol. 200/201, p. 29-41, 1990.
- DESIKACHARY, T. V. Cyanophyta. ICAR: New Delhi, Índia. 689p. 1959.
- DOMIS, L. N. S., MOOIJ, W. M. & HUISMAN, J. Climate-induced shifts in an experimental phytoplankton community: a mechanistic approach. *Hydrobiologia*, 584, p. 403-413, 2007.
- EDMONDSON, W.T, *Freshwater Biology*. 2.ed. New York: John Wiley & Sons Inc., 1248p., 1959.
- ELMOOR-LOUREIRO, L.M. Manual de identificação de Cladóceros límnicos do Brasil. Brasília: Editora Universa, 156p., 1997.
- ESTEVES, A. F. *Fundamentos de Limnologia*. Editora Inter-Ciência/FINEP, 1988.
- GARCIA, N.O. South American Climatology. *Quaternary International*, vol. 21, p.7-29, 1994.
- GIANI, A. & FIGUEIREDO, C.C. Recorrência de padrões sazonais do fitoplâncton em reservatório eutrófico (Reservatório da Pampulha, MG). In: Henry, R. (ed.) *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Ed. FAPESP-Fundibio, Botucatu, p. 533-549, 1999.
- GLIWICZ, Z.M. Between hazards of starvation and risk of predation: ecology of offshore animals. In: Kinne, O. (ed.) *Excellence of Ecology*, Book 12, International Ecology Institute, Oldendorf/Luhe. 379p., 2003

- GOLTERMAN, H.L., CLYMO, R.S. & OHNSTAD, M.A.M. Methods for physical and chemical analysis of Freshwaters. IBP Handbook, Blackwell Sci. Publ. Oxford. 1978.
- GRIMM, N.B. & FISHER, S.G. Responses of arid lands streams to changing climate. In: Firth, P. & Fisher, S.G. (eds.) *Troubled Waters of the Greenhouse Earth: Climate change Water resources and Freshwater ecosystems*. Springer-Verlag, New York, p.211-233, 1991.
- GROISMAN, P.Y., KNIGHT, R.W. , EASTERLING, D.R, KARL, T.R., HEGERL, G.C. & RAZUVAEV, V.N. Trends in intense precipitation in the climate Record, *J. Clim.*, vol. 18, p.1326-1350, 2005.
- GUO, N. & XIE, P. Development of tolerance against toxic *Microcystis aeruginosa* in three cladocerans and the ecological implications. *Environmental Pollution*, vol. 143, p. 513-518, 2006.
- HANSSON, L-A, GUSTAFSSON, S., RENGEFORS, K. & BOMARK, L. Cyanobacterial chemical warfare affects zooplankton community composition *Freshwater Biology*, vol. 52, p.1290-1301, 2007.
- HANSSON, L-A. Synergistic effects of food web dynamics and induced behavioral responses in aquatic ecosystems. *Ecology*, vol. 81, p.842-851, 2000.
- HENRY, R. CARMO, C.F. & BICUDO, D.C. Trophic status of a Brazilian urban reservoir and prognosis about the recovery of water quality. *Acta Limnologica Brasiliensia*, voll. 16, no. 3, p. 251-262, 2004.
- HENRY, R., NOGUEIRA, M.G., POMPÊO, M. L. M. & MOSCHINI-CARLOS, V. Annual and short-term variability on primary productivity by phytoplankton and correlated abiotic factors in Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, vol. 66, n. 1, p. 239-261, 2006.
- HILLEBRAND, H., DURSELEN, C.D., KIRSCHTEL, D., POLLINGER, U. & ZOHARY, T.. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology*, vol. 35, p. 403-421, 1999.
- HOUGHTON, J. D., DING, Y., GRIGGS, D. J., NOGUER, M., VAN DER LINDEN, P.J. & XIAOSU, D. *Climate Change 2001: The Scientific Basis Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K. 2001.

- IPCC, INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. Climate change, Impacts, Adaptation and Vulnerability – Contribution of working group 2 to the IPCC Third Assessment Report. Cambridge, Cambridge Univ. Press, 2001.
- KOMÁREK, J & ANAGNOSTIDIS, K. Cyanoprokariota. Teil Chroococcales – In: Ettl, H, et al. (Ed). Susswasserflora von Mitteleuropa. Jena: J. Fischer, vol. 19, no.1, p.1-548, 1998.
- KOMÁREK, J & ANAGNOSTIDIS, K. Modern approach to the classification system of cyanophytes. 4-Nostocales. Archiv. für Hydrobiologie (Algological Studies, 56), vol. 56, p.247-345, 1989.
- KOMÁREK, J & ANAGNOSTIDIS, K. Nomenclatural novelties in chroococcacean cyanoprokaryotes. Preslia, Praha, vol. 67, p.15-23, 1995.
- KOSTE, W. & SHIEL, R.J. Rotifera from Australian Inland Waters. I. Bdelloidea (Rotifera: Digononta). Aus. J. Mar. Freshw. Res., vol. 37, p. 765-792, 1986.
- KOSTE, W. Rotatoria die radertiere mitteleuropas, Übeiordnung Monogononta. Berlin: Gebriider Bernträger, 1010p, 1978.
- KRUK, C., HUSZAR, V.L.M., PEETERS, E.T.H.M., BONILLA, S., COSTA, L., LURLING, M., REYNOLDS, C.S. & SCHEFFER, M. A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. Freshwater Biology, vol. 55, p. 614-727, 2010.
- LIND, E. M. & BROOK, A.J. Desmids of English Lake district. Freshwater Biological Association Special Publication UK. 123p, 1980.
- LOBO, E. & LEIGHTON, G. Estructuras comunitarias de las fitocenosis planctónicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. Revista de Biologia Marinha, v. 22, n. 1, p. 1-29, 1986.
- LUND, J.W.G. The ecology of freshwater phytoplankton. Biol. Rev., vol. 40, p. 231-293, 1965.
- LUND, J.W.G., KIPLING, C. & LECREN, E.D. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by Counting. Hydrobiologia, vol. 11, p. 143-170, 1958.
- MARENGO, J. Caracterização do clima no século XX e cenários climáticos no Brasil e na América do Sul para o século XXI derivados dos modelos globais de clima do IPCC. Relatório 1. Projeto Probio. Mudanças Climáticas Globais e Efeitos sobre a Biodiversidade. Subprojeto: Caracterização do Clima Atual e Definições das

- Alterações Climáticas para o Território Brasileiro ao Longo do Século XXI. CPTEC/INPE, São Paulo, 230p, 2006.
- MARENCO, JA & DIAS, P.L.S. Mudanças climáticas e seus impactos nos recursos hídricos. In: Rebouças, AC, Braga, B, Tundisi, JG. (eds.). Águas Doces no Brasil: Capital ecológico, uso e conservação. São Paulo: Escrituras editora, 3.ed, cap. 03, p.63-109, 2006.
- MARGALEF, R. Information theory in ecology. general system. vol.3, p. 36-71, 1958.
- MARKER, A.F.H., NUSCH, E.A., RAI, H. & RIEMANN, B. The measurements of photosynthetic pigments in freshwater and standardization of methods: conclusions and recommendations. Arch. Hydrobiol. Beih, vol.14, p. 91-106, 1980.
- MOLLES, M.C. & DAHM, C.N. A perspective on El Niño and La Niña: global implications for stream ecology. Journal of the North American Benthological Society, vol. 9, p. 68-76, 1990.
- MONTES-HUGO, M., DONEY, S.C., DUCKLOW, H.W., FRASER, W., MARTINSON, D., SHARON E. STAMMERJOHN, S.E. & SCHOFIELD, O. Recent Changes in Phytoplankton Communities Associated with Rapid Regional Climate Change Along the Western Antarctic Peninsula, Science, vol. 323 no. 5920 p. 1470-1473, 2009.
- MOOIJ, W. M., HULSMANN, S., DOMIS, L. N. S., NOLET, B. A., BODELIER, P. L. E., BOERS, P. C. M, PIRES, L.M.D., GONS, H. J., IBELINGS, B. W. NOORDHUIS, R., PORTIELJE, R., WOLFSTEIN, K. & LAMMENS, E. H. R. R The impact of climatic change on lakes in the Netherlands: a review. Aquatic Ecology, vol. 39, p.381-400, 2005.
- MOURA, A.N, BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C., ALMEIDA, V. L. S., DANTAS, Ê W. & MELO-JÚNIOR, M. Comunidade zooplanctônica de seis reservatórios no nordeste do Brasil. Brazilian Journal of Biology, vol. 69, no.1, p.57-65, 2009.
- NOGRADY, T. & SEGERS, H. Rotifera 6 - The Asplanchnidae, Gastropodidae, Lintiidae, Microcodinidae, Synchaetidae, Trochosphaeridae. In: Dumont, HJ (ed). Guides to the identification of the Microinvertebrates of the continental waters of the world 18. Backhuys Publishers BV, Dordrecht, The Netherlands, 264p., 2002.
- NOGRADY, T., WALLACE, R.L & SNELL, T.W. Rotifera: Biology, ecology and systematic. In: Dumont, HJF (ed.). Guides to the identification of the

- microinvertebrates of the continental Waters of the world. Netherlands: SPB Academic Publishing, vol.1, p.1-142, 1993.
- ODUM, E. P. & BARRET, G. W. Fundamentos de Ecologia. Thompson: São Paulo. 5ed, 612p, 2007.
- PARMESAN, C. & YOHE, G. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*, vol. 421, p. 37-42, 2003.
- PARRA, O., GONZALEZ, M., & DELLAROSA, V. Manual Taxonomico del Fitoplâncton de Águas Continentales com Especial Referencia al Fitoplâncton de Chile. Ed. Universidad de Concepción, Chile. 151p., 1983.
- PIELOU, E.C. Ecological diversity. New York. John Wiley & Sons. 165p., 1975
- PIELOU, E.C. Freshwater. The University of Chicago. 275 p., 1966.
- POOLE, H.H & ATKINS, W.R.G. Photo-eletric measurement of submarine ilumination through out the year. *Journal Marine Biological Association*, vol. 16, p. 297-324, 1929
- PRESCOT, W.G. The freshwater algae. Wn. C. Brown Company Publishers, 348p., 1970.
- RAMÍREZ, JJ & BICUDO, C.E.M. Variation of climatic and physical co-determinants of phytoplankton community in four nictemeral sampling days in a shallow tropical reservoir, Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 62, no. 1, p.1-14, 2002.
- REID, J.W. Chave de identificação para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da Ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). *Bol. Zool.*, no.9, p.17-143, 1985.
- REYNOLDS, C. S., HUSZAR, V. L.M., KRUK, C., NASSELI-FLORES, L. & MELO, S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, vol. 24, p.417-428, 2002.
- REYNOLDS, C.S. The concept of ecological succession applied to seasonal periodicity of freshwater phytoplankton. *Verh. int. Ver. theor. angew. Limnol*, vol. 23, p.683-691, 1988.
- REYNOLDS, C.S. The ecology of freshwater phytoplankton. Cammbridge University Press. 384p, 1984.
- RUTTNER-KOLISKO, A. Suggestions for biomass calculations of plankton rotifers. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, vol.8, p.71-76, 1977.

- SCHEFFER, M., Alternative attractors of shallow lakes. *The Scientific World*, vol. 1, p. 254-263, 2001.
- SCHMIT, O., ROSSETTI, G., VANDEKERKHOVE, J. & MEZQUITA, F. Food selection in *Eucypris virens* (Crustacea: Ostracoda) under experimental conditions. *Hydrobiologia*, vol. 585, p.135-140, 2007.
- SEGERS, H. & SHIEL, R.J. Microfaunal diversity in a biodiversity hotspot: new rotifers from Southwestern Australia. *Zool. Stud*, vol.42, no.4, p.516-521, 2003.
- SEGERS, H. Rotifera: The Lecanidae (Monogononta) In: Dumont, HJF. Guides to the identification of the Microinvertebrates of the continental waters of the world. Guides to the identification of the Microinvertebrates of the continental waters of the world. Netherlands: SPB Academic, vol.2, 1995, 226p. 1995.
- SERAFIM, J., LANSAC-TÔHA, F.A., PAGGI, JC, VELHO, LFM. & ROBERTSON, BA. Cladocera fauna composition in a river-lagoon system of the upper Paraná river floodplain, with a new Record for Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, vol.63, no.2, p.349-356, 2003.
- SERHID, Secretaria de Estado dos Recursos Hídricos. Coordenadoria de gestão dos recursos hídricos. Plano estadual de recursos hídricos. Disponível em: <<http://www.serhid.rn.gov.br>>. Acesso em: 12/11/2009.
- SHANNON, C.E. & WEAVER, W. *The Mathematic Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana, 1949.
- SHIEL, R.J & KOSTE, W. Rotifera from Australian inland Waters VIII. Trichercidae (Monogononta). *Transact. Royal Society of South Australia*, vol.116, no. 1, p. 1-27, 1992.
- SILVA, W.M & MATSUMURA-TUNDISI, T. Taxonomic, ecology and geographical distribution of the species of the genus *Thermocyclops* Kiefer, 1927 (Copepoda, Cyclopoida) in São Paulo state, Brazil, with description of a new species. *Braz. J. Biol.*, vol.65, no.3, p. 521-531, 2005.
- SILVA, W.M. Diversidade dos Cyclopoida (Copepoda, Crustacea) de água doce do estado de São Paulo: Taxonomia, ecologia e genética. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade Federal de São Carlos. 154p, 2003.
- SIQUEIRA, D. B. & OLIVEIRA-FILHO, E. C. Cianobactérias de água doce e saúde pública: uma revisão. *Universitas Ciências da Saúde*, vol. 03, no. 01, p.109-127, 2005.

- SMITH, G.M. The Freshwater algae of the United States. 2 ed. Mc. Greaw-Hill, New York: 719p, 1950.
- SPENCER, C. & KING, D. Regulation of blue-green algal buoyancy and bloom formation by light, inorganic nitrogen, carbon dioxide and trophic level interactions. *Hydrobiologia*, vol. 144, p.183-192, 1987.
- SUZUKI, B.K & BOZELLI, R.L. Avaliação da eficiência de três amostradores na estimativa de abundância de organismos zooplanctônicos na lagoa Cabiúnas. In: Esteves, FA (Ed.) *Ecologia de lagoas costeiras do parque nacional da Restinga de Jurubaiba e do município de Macaé (RJ)*. Rio de Janeiro: Núcleo de Pesquisas Ecológicas de Macaé, UFRJ, p.273-282, 1998
- TER-BRAAK, C.J.F. & VERDONSCHOT, P.F.M. Canonical correspondence analysis ad related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic Sciences*, vol. 57, p.255-289, 1995.
- TUNDISI, J. G. *Água no século XXI: Enfrentando a escassez*. São Carlos: RIMA, IIE. 2003.
- TUNDISI, J.G & MATSUMURA-TUNDISI, T. *Limnologia*. São Paulo: Oficinas de Textos. 1 ed. 632p, 2008.
- URABE J., KYLE, M., MAKINO, W., YOSHIDA, T., ANDERSEN, T. & ELSER, JJ. Reduced light increases herbivore production due to stoichiometric effects of light: nutrient balance. *Ecology*, vol. 83, p.619-627, 2002.
- VJVERBERG, J. Culture Techniques for Studies on the growth, Development and Reproduction of Copepods and Cladocerans Under Laboratory and in situ Coditions: a review. *Freshwater Biology*. Oxford, vol.21, p.317-373, 1989.
- WALTHER, G. R., POST, E., CONVEY, P., MENZEL, A., PARMESAN, C., BEEBEE, T. J. C., FROMENTIN, J. M., HOEGH-GULDBERG, O. & BAIRLEIN, F. Ecological responses to recent climate change. *Nature*, vol. 416, p. 389-395, 2002.
- WATSON, S.B.; McCAULEY E. & DOWNING, J.A. Patterns in phytoplankton taxonomic composition across temperate lakes of differing nutrient status. *Limnology and Oceanography*, vol.42, no. 3, p.487-495, 1997.
- WEHR, J.D. & SHEATH, R.G. *Freshwater algae of North-America: Ecology and Clasification*. Academic Press. London. 918p, 2003.