

# CIANOBACTÉRIAS E CIANOTOXINAS EM RESERVATÓRIOS DO ESTADO DO RIO GRANDE DO NORTE E O POTENCIAL CONTROLE DAS FLORAÇÕES PELA TILÁPIA DO NILO (*Oreochromis niloticus*)

Renata Panosso<sup>1</sup>, Ivaneide A. S. Costa<sup>1</sup>, Nara Rocha de Souza<sup>1</sup>, José Luiz Attayde<sup>2</sup>, Sandra Regina de Souza Cunha<sup>1</sup> & Fernando Costa Fernandes Gomes<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Laboratório de Microbiologia Aquática, Depto. de Microbiologia e Parasitologia, Centro de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Campus Lagoa Nova, Natal, RN. CEP 59072-970.

<sup>2</sup> Departamento de Botânica, Ecologia e Zoologia, Centro de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Campus Lagoa Nova, Natal, RN. CEP 59072-970.

E-mail: rpanosso@cb.ufn.br

## RESUMO

Florações de cianobactérias em reservatórios resultam na perda da qualidade da água e em efeitos negativos para a saúde humana. Faz-se, portanto, necessário o monitoramento da ocorrência de cianobactérias e cianotoxinas, bem como a aplicação de medidas de controle das florações. Uma estratégia viável para esse controle é a manipulação dos estoques de peixes onívoros filtradores, como a tilápia do Nilo. Neste trabalho foram avaliados: i) a presença de cianobactérias (composição, densidade e biovolume, pelo método da sedimentação) e cianotoxinas (bioensaios com camundongos) em cinco reservatórios do semi-árido do estado do Rio Grande do Norte, em cinco campanhas de coletas, entre setembro de 2002 e março de 2004; e ii) as taxas de consumo *per capita* de cianobactérias filamentosas pela tilápia, através de dois experimentos em laboratório, utilizando populações naturais de cianobactérias (experimento I) e uma cultura de *Cylindrospermopsis raciborskii* (experimento II), após a exposição de indivíduos jovens de tilápia a um gradiente de biomassa de cianobactérias. O fitoplâncton nos reservatórios estudados apresentou dominância de cianobactérias, incluindo várias espécies toxigênicas (*C. raciborskii*, *Microcystis* spp., *Aphanizomenon* e *Anabaena circinalis*). Cianotoxinas foram evidenciadas em três dos cinco reservatórios. O consumo de cianobactérias ( $\mu\text{g}$  clorofila-a.peixe-1.dia-1) foi de 0,29 no experimento I e de 0,5 no experimento II. Populações abastecidas pelos reservatórios investigados estão potencialmente expostas aos efeitos negativos das cianotoxinas. Esta pesquisa sugere que é viável a estocagem da tilápia do Nilo no controle de florações de cianobactérias. Entretanto, fatores como a ictioeutrofização e o acúmulo de cianotoxinas na biomassa dos peixes devem ser levados em consideração antes que um programa de biomanipulação possa ser implementado.

**Palavras-chave:** Cianobactérias, cianotoxinas, tilápia, biomanipulação, reservatórios

## ABSTRACT

**CYANOBACTERIA AND CYANOTOXINS IN RESERVOIRS OF RIO GRANDE DO NORTE STATE AND THE POTENCIAL CONTROL OF BLOOMS BY NILE TILAPIA (*Oreochromis niloticus*).** Cyanobacteria blooms in reservoirs result in loss of water quality and negative effects to human health. To reduce these impacts the monitoring of the cyanobacteria and cyanotoxin occurrence as well as the application of measures to counteract the cyanobacteria blooms are made necessary. The manipulation of filter-feeding omnivorous fish stock, as Nile tilapia, has been proposed as an strategy for cyanobacteria bloom control. The present work aimed to evaluate: I) the presence of cyanobacteria (composition, density and biovolume by sedimentation technique) and cyanotoxins (mouse bioassay) in five reservoirs located at the semi-arid region of Rio Grande do Norte state, in five sampling campaigns between September 2002 and March 2004; II) the *per capita* consumption rates of filamentous cyanobacteria by Nile tilapia through laboratory experiments using a natural population of cyanobacteria (experiment I) and a culture of *Cylindrospermopsis raciborskii* (experiment II), after the juveniles tilapias being exposed to a gradient of cyanobacteria biomass. The phytoplankton of the investigated reservoirs were dominated by cyanobacteria, including various toxigenic species (*C. raciborskii*, *Microcystis* spp., *Aphanizomenon* e *Anabaena circinalis*). Cyanotoxins were present in three out of five

reservoirs. The consumption rate of cyanobacteria ( $\mu\text{g chlorophyll-a.fish}^{-1}.\text{day}^{-1}$ ) by the tilapia was 0,29 in the experiment I and 0,5 in the experiment II. The human populations that use the studied reservoirs as drinking water supply are being potentially exposed to the negative effects of the cyanobacteria. The present research suggests that the stock of Nile tilapia to control cyanobacteria blooms is viable. Nevertheless, factors such as the ichthyo-eutrophication and the accumulation of cyanotoxins in the fish biomass should be taken into account before implementing a biomanipulation program.

**Keywords:** Cyanobacteria, cianotoxins, tilapia, biomanipulation, reservoirs

## INTRODUÇÃO

Cianobactérias são componentes naturais do fitoplâncton, encontradas em ambientes marinhos, estuários e de água doce, tais como rios, lagos e reservatórios, e frequentemente formam florações que atingem elevada biomassa. O aumento da frequência, intensidade e dispersão das florações de cianobactérias em ambientes de água doce tem sido atribuído, há cerca de duas décadas, principalmente à expansão do problema da eutrofização artificial (Codd 1995). Tais florações causam drástica redução das concentrações de oxigênio, levando à morte muitos organismos aquáticos, e alterações na coloração e odor das águas. Este evento torna-se mais problemático quando a água é utilizada para o abastecimento público, devido à potencial presença de toxinas (cianotoxinas), acarretando riscos à saúde pública. Algumas espécies de cianobactérias são capazes de produzir toxinas, cujas funções ecológicas são ainda desconhecidas. Cianotoxinas são metabólitos secundários e sua síntese geneticamente determinada. Entretanto, fatores ambientais, tais como luz, temperatura e nutrientes podem influenciar na sua síntese (Kaebernick & Neilan 2001). As principais cianotoxinas são classificadas em dois grandes grupos (neurotoxinas e hepatotoxinas), de acordo com sua ação em mamíferos (revisto por Carmichael 2001). Em mamíferos, o efeito das toxinas depende do modo de ação, podendo ocasionar efeitos agudos (irritação da pele, gastroenterites e até parada respiratória) ou crônicos (p.ex. formação de tumores devido à ingestão contínua de água contaminada com microcistinas). O caso mais dramático ocorrido no Brasil relacionado às cianotoxinas, foi o evento hoje reconhecido como a "Tragédia de Caruaru" (PE), onde 116 dos 123 pacientes de hemodiálise apresentaram sintomas relacionados à intoxicação por microcistina, sendo que 54 pessoas faleceram até cinco meses após o início dos sintomas de hepatotoxicose, devido à falência das funções hepáticas (Azevedo *et al.* 2002). Além de promover a deterioração da qualidade da água utili-

zada para abastecimento doméstico, cianotoxinas também podem ser acumuladas em peixes, o que constitui uma via importante de contaminação para populações consumidoras do pescado (Magalhães *et al.* 2001).

Florações de cianobactérias potencialmente tóxicas constituem um fenômeno comum em ecossistemas de águas continentais em muitos países (Chorus & Bartram 1999, Davis & Koop 2006). No Brasil, cianobactérias tóxicas são amplamente distribuídas em todas as regiões. Costa & Azevedo (1994) registraram que, dentre 16 cepas coletadas nos estados do Rio de Janeiro, Amazonas, São Paulo, Minas Gerais, Bahia e no Distrito Federal e, testadas quanto à toxicidade, cerca de 75% delas mostraram-se tóxicas. Sant'Anna & Azevedo (2000) fizeram um extenso levantamento, demonstrando a ampla distribuição da ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas, tanto na região tropical como na região subtropical do Brasil. Na Região Nordeste, Bouvy *et al.* (2000) observaram que dos 39 reservatórios investigados na região do semi-árido pernambucano, 27 deles apresentaram predominância de *Cylindrospermopsis*, cianobactéria filamentosa, heterocitada. Também em reservatórios do estado da Paraíba, cianobactérias atingem elevadas densidades (Barbosa & Mendes 2005, Diniz 2005).

No Rio Grande do Norte o primeiro relato de ocorrência de floração fitoplanctônica, possivelmente de cianobactérias, é o trabalho de Okuda *et al.* (1963), o qual menciona que no reservatório Gargalheiras (Marechal Dutra) "a proliferação em massa no fitoplâncton verde acarretava na sua decomposição, além de um forte mau cheiro, uma considerável mortalidade de peixes, causando isso grandes prejuízos aos habitantes da região". Costa *et al.* (2006) registrou a ocorrência de florações de cianobactérias potencialmente tóxicas e cianotoxinas em um importante reservatório que abastece diversos municípios da região semi-árida do estado do Rio Grande do Norte, a Barragem Armando Ribeiro Gonçalves. Ainda neste estado, Morales (2003) encontrou uma predominância

de cianobactérias nos reservatórios de Trairi e Poço Branco, bem como a ocorrência de saxitoxinas.

A contaminação da água por cianotoxinas constitui um sério problema de saúde pública, principalmente em áreas com escassez de água, como é o caso da região semi-árida brasileira, onde é elevada a demanda para múltiplos usos dos reservatórios, tais como abastecimento, pesca, aquicultura e lazer. Diante da extensão e gravidade do problema da incidência de florações de cianobactérias tóxicas, pesquisas sobre suas causas e possíveis estratégias para seu controle têm sido estimuladas.

Técnicas de controle físico, químico e biológico do crescimento das populações de cianobactérias têm sido investigadas para melhorar a qualidade da água dos reservatórios e lagos atingidos pelas florações (Chorus & Bartram 1999). A biomanipulação, juntamente com medidas de saneamento da bacia de drenagem, apresenta-se como uma alternativa a ser analisada.

Uma técnica de biomanipulação que vem sendo utilizada em ambientes aquáticos para o controle de florações fitoplanctônicas é a redução de peixes zooplânctívoros (através de sua retirada pela pesca ou pela introdução de piscívoros) e conseqüente aumento da população de zooplâncton e redução da biomassa de fitoplâncton pelo aumento da pressão de herbivoria (Mehner *et al.* 2004). Esta técnica tem sido utilizada como uma ferramenta para melhorar a qualidade da água de lagos e reservatórios em países temperados (p.ex. Hansson *et al.* 1998, Beeck *et al.* 2002, Jacobsen *et al.* 2002, Lathorp *et al.* 2002, Chen *et al.* 2007). Apesar da existência de algumas limitações e da necessidade de maior número de estudos para ampliar sua aplicação, especialmente em regiões tropicais, esta técnica é considerada promissora a longo prazo e apresenta mais sucesso em lagos eutróficos. Em geral, a biomanipulação é considerada uma técnica útil para acelerar a recuperação de lagos artificialmente eutrofizados, apesar de uma manutenção regular ser necessária (McQueen *et al.* 1998). Em ambientes tropicais, vem sendo testada a utilização de peixes onívoros filtradores para o controle de florações de cianobactérias (Starling 2001). Nesse sentido, trabalhos sobre as taxas de ingestão de cianobactérias por algumas espécies de carpas e tilápias filtradoras têm sido realizados (Datta & Jana 1998, Starling *et al.* 2002, Turker *et al.* 2003a, 2003b, Hunt *et al.* 2003, Lazzaro *et al.* 2003).

A tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) é um peixe onívoro filtrador amplamente distribuído nos reservatórios do semi-árido brasileiro e apresenta-se como uma espécie potencialmente útil em programas de manejo visando o controle das florações de cianobactérias. A taxa de filtração da tilápia, alimentada com cianobactérias do gênero *Microcystis*, tem sido investigada por vários autores (p.ex. Beverige *et al.* 1993, Dempster *et al.* 1993, 1995, Datta & Jana 1998, Turker *et al.* 2003b, Lu *et al.* 2007). Entretanto, são escassas as informações sobre as taxas de filtração de cianobactérias filamentosas pela tilápia do Nilo. Dentre as cianobactérias mais comuns e de maior abundância em reservatórios do nordeste brasileiro, encontram-se espécies filamentosas potencialmente tóxicas, tais como as dos gêneros *Cylindrospermopsis* e *Planktothrix* (Bouvy *et al.* 2000, Costa *et al.* 2003). Assim, a melhoria da qualidade da água nessas áreas depende do controle do crescimento dessas cianobactérias. No entanto, as taxas de ingestão de cianobactérias por peixes filtradores dependem da densidade de cianobactérias no ambiente. Portanto, a resposta funcional, ou seja, a relação entre a taxa de consumo (filtração) dos peixes e a densidade de cianobactérias deve ser quantificada para se avaliar a potencialidade das populações de peixes em controlar o crescimento das populações de cianobactérias.

A presente pesquisa teve como objetivos: i) avaliar a presença de cianobactérias potencialmente tóxicas e cianotoxinas em reservatórios do semi-árido do Rio Grande do Norte e ii) quantificar as taxas de consumo *per capita* da tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) ao longo de um gradiente de concentração de cianobactérias filamentosas. Este constitui-se em um primeiro passo para a construção de um modelo matemático para utilização desse peixe no controle das florações de cianobactérias em reservatórios do Rio Grande do Norte.

## METODOLOGIA

### OCORRÊNCIA DE CIANOBACTÉRIAS POTENCIALMENTE TÓXICAS E CIANOTOXINAS EM RESERVATÓRIOS DO SEMI-ÁRIDO DO ESTADO DO RIO GRANDE DO NORTE

A bacia do Rio Piranhas-Assu localiza-se entre 04° e 08°S e entre 36° e 39°W (Figura 1). A bacia cobre uma área com cerca de 44.000km<sup>2</sup>, abrangendo a

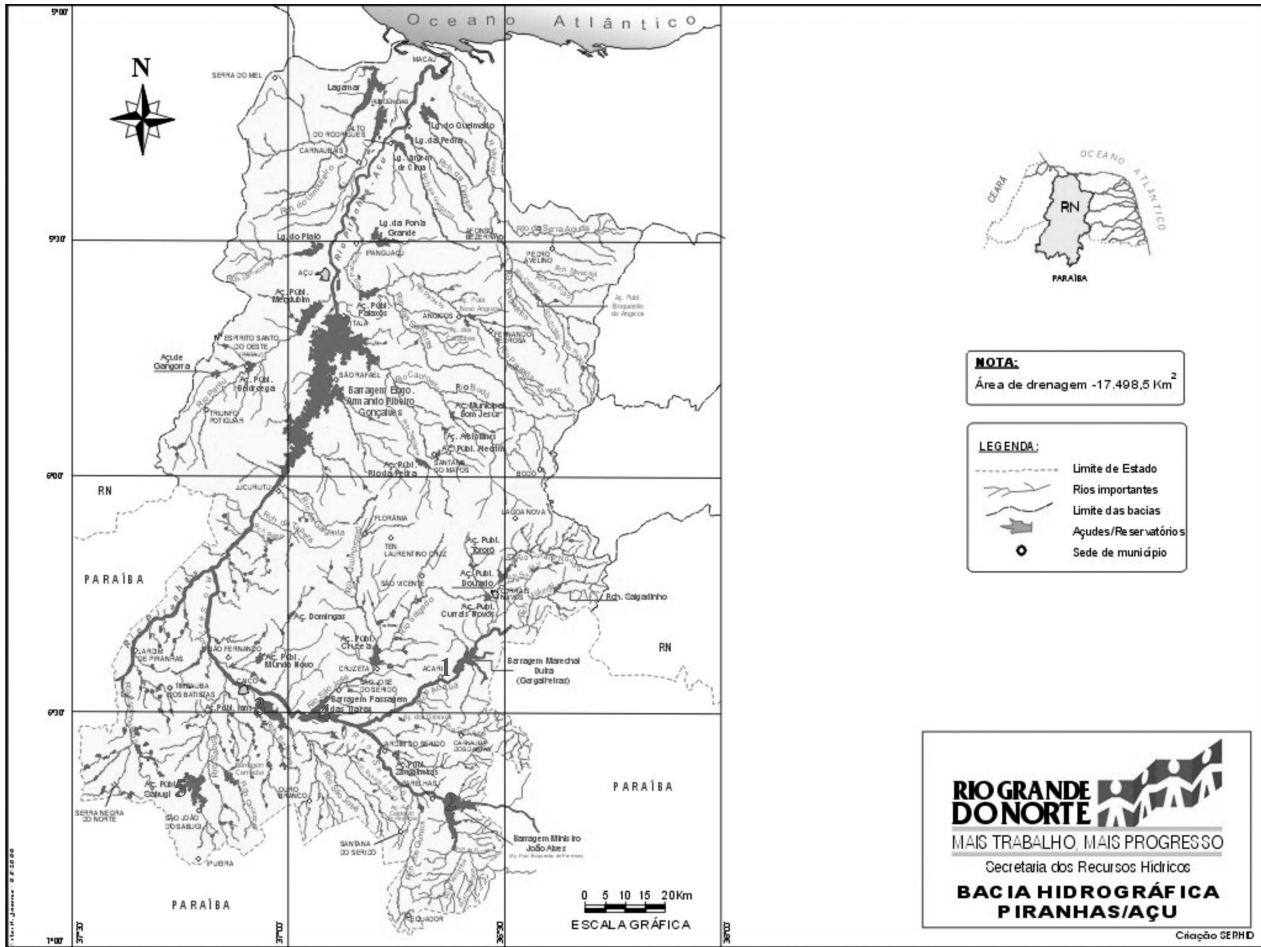


Figura 1. Mapa indicando os reservatórios estudados: 1= Gargalheiras, 2= Parelhas, 3= Itans, 4= Passagem das Traíras, 5= Sabugi. Fonte: Secretaria de Recursos Hídricos, RN.

parte ocidental do Estado da Paraíba e o centro-norte do Rio Grande do Norte, sendo abrigada inteiramente no semi-árido brasileiro. Cinco reservatórios da sub-bacia do Rio Seridó, afluente do Rio Piranhas-Assu, foram selecionados para o presente estudo devido a sua importância volumétrica e utilização para abastecimento público e aquicultura: reservatórios Sabugi, Itans, Passagem das Traíras, Boqueirão de Parelhas e Gargalheiras (Figura 1). Foram realizadas amostragens em setembro e dezembro de 2002, abril e setembro de 2003; e março de 2004.

As amostras foram coletadas em dois pontos em cada reservatório, um deles distante do talude principal da barragem e com certa influência do rio (ponto A), e outro próximo à barragem. Para a análise quantitativa do fitoplâncton, amostras de água foram coletadas em duas profundidades (50cm abaixo da superfície e 50cm acima do substrato), com auxílio de uma garrafa de Van Dorn. Essas amostras foram preservadas com solução de Lugol acético. Para análises qualitativas foram feitos arrastos horizontais e verticais com rede

de plâncton de 20 $\mu$ m e as amostras fixadas em solução de formol a uma concentração final de 4%.

Para a análise qualitativa do fitoplâncton, sub-amostras foram coradas com nanquim para visualização de possível bainha de mucilagem. Os espécimes observados foram devidamente medidos com auxílio de uma régua micrometrada acoplada ao sistema óptico do microscópio, e as espécies identificadas através de chaves de identificação (Anagnostidis & Komárek 1988, Komárek & Anagnostidis 1986, 1989). As populações do fitoplâncton foram quantificadas em microscópio invertido a 200 e 400 aumentos. A densidade de organismos (indivíduos/mL<sup>-1</sup>) foi determinada através da metodologia de Utermöhl. O biovolume (mm<sup>3</sup>.L<sup>-1</sup>) das populações foi estimado como proposto por Edler (1979). O volume da população foi calculado a partir de modelos geométricos aproximados à forma do indivíduo da espécie em questão, considerando as dimensões médias de 25 indivíduos e multiplicando-se pela densidade de cada espécie.

Para as análises de toxinas, volumes conhecidos de

água do ponto próximo à barragem (ponto B), foram primeiramente concentrados em rede de 10 $\mu$ m de malha (amostragem integrada da coluna d'água). O material sestônico (>10 $\mu$ m) concentrado foi preservado em freezer (-4°) e posteriormente liofilizado para as análises através de bioensaios com camundongos. Nos testes de toxicidade, foram usados camundongos Swiss (machos e com peso corpóreo variando de 18 a 20 gramas) para injeção intraperitoneal do material celular liofilizado e ressuspenso em água mili-Q, em pelo menos três animais. Todos os sintomas foram observados durante três dias e o peso do fígado dos animais foi verificado logo após a morte (Falconer 1993). As doses injetadas nos camundongos variaram entre 800 e 1000mg.kg<sup>-1</sup> (mg de peso seco de seston por kg de peso corpóreo do camundongo) e a toxicidade foi expressa como a dose média (em mg.kg<sup>-1</sup>) que matou 100% dos camundongos testados. O controle foi realizado com injeção de 1mL de água mili-Q, tendo sido os animais submetidos às mesmas condições do bioensaio. A classificação da toxicidade seguiu os critérios de Lawton *et al.* (1994).

#### TAXA DE CONSUMO DE CIANOBACTÉRIAS POR INDIVÍDUOS DE TILÁPIA DO NILO

Com o objetivo de avaliar a taxa de ingestão de cianobactérias filamentosas pela tilápia do Nilo foram realizados dois experimentos em aquários sob condições de laboratório: (I) utilizando-se populações naturais de cianobactérias; e (II) utilizando-se uma cepa tóxica monoespecífica de *Cylindrospermopsis raciborskii* (cepa ITEP-018). Tilápias jovens (entre 10 e 20 gramas) foram previamente aclimatadas e depois privadas de alimentação por 24 horas antes do início do experimento, para que seus intestinos fossem completamente esvaziados (Keshavanath *et al.* 1994). Os peixes foram então expostos a um gradiente de densidade de cianobactérias filamentosas. O tempo de exposição dos peixes às cianobactérias (10 horas) foi determinado através de um experimento piloto (Souza 2004).

Para a realização do experimento I, o seston de um reservatório do semi-árido do Rio Grande do Norte foi coletado por uma rede de 20 $\mu$ m para a concentração do fitoplâncton e transportado em um recipiente de 50 litros. No laboratório, esta água foi distribuída em 15 aquários (3 litros cada), nas concentrações

de 100%, 80%, 60%, 40% e 20% da biomassa de cianobactérias em relação à amostra inicial (100%), correspondendo a cinco tratamentos com três réplicas de cada concentração. A amostra coletada com a rede de 20 $\mu$ m correspondeu à concentração de 100% e as demais concentrações foram preparadas através da diluição da amostra inicial (100%) com água da torneira devidamente tratada com solução comercial neutralizadora do cloro. Para o experimento II uma cepa neurotóxica de *C. raciborskii* foi mantida em meio de cultura ASM-1 em um regime de luz (claro:escuro) de 12:12 horas, com intensidade luminosa 900 a 1480lux e temperatura entre 25 e 28°C. A cada três ou quatro dias, meio de cultura fresco foi adicionado à cultura com a finalidade de ter seu volume aumentado. Após atingir o volume necessário (aproximadamente 36 litros), a cultura foi distribuída em aquários nas diluições desejadas (100%, 80%, 60%, 40%, 20%), sendo preparadas quatro réplicas de cada concentração. As diluições das culturas foram feitas com água da torneira tratada com solução comercial neutralizadora do cloro.

Após o preenchimento dos aquários com as diferentes concentrações das populações naturais (experimento I) ou da cultura (experimento II) e antes de se introduzir os peixes, foram retiradas de cada aquário amostras (100mL) de água (amostras iniciais, T0). Imediatamente após esta amostragem, os peixes (representando uma biomassa de aproximadamente 10g/L $\pm$ 1g em cada aquário) foram introduzidos nos aquários. Após o período de exposição (10h), foi novamente realizada uma amostragem da água (100mL) de cada aquário (amostras finais, T10). Essas amostras foram utilizadas para análises de clorofila-a através da filtração em filtros de fibra de vidro GF/C WHATMAN, extração com etanol por 12-15 horas e leitura em fluorímetro Turner TD-700 previamente calibrado (Jespersen & Christoffersen 1987). A taxa de consumo de cianobactérias pela tilápia, para cada concentração do alimento (tratamentos 100%, 80%, 60%, 40%, 20%), foi calculada pela diferença da biomassa (clorofila-a) no início (T0) e no final (T10) do experimento.

Para descrever o crescimento das algas na ausência de herbívoros foi utilizado o modelo logístico de Verhust-Pearl. Este modelo descreve o crescimento dependente da densidade de uma população com base em dois parâmetros: a taxa de crescimento

intrínseco ( $r$ ) e a capacidade suporte do ambiente ( $K$ ). De acordo com este modelo, a taxa de crescimento *per capita* diminui linearmente com o aumento da densidade da população, de forma que em densidades próximas de zero, a população tende a apresentar um crescimento exponencial, mas à medida que a população aumenta, a taxa de crescimento diminui até chegar a zero, quando a população atinge a capacidade suporte do ambiente e tem seu crescimento cessado. A capacidade de suporte ( $K$ ) representa o tamanho máximo da população que o ambiente pode sustentar. Este modelo é descrito como:

$$\frac{dA}{dt} = rA \left(1 - \frac{A}{K}\right)$$

onde:  $dA/dt$  é a variação do tamanho de uma população (cianobactérias) em uma determinada variação de tempo;  $K$  a capacidade de suporte;  $r$  é a taxa de crescimento intrínseco de um indivíduo e  $A$  é a biomassa de cianobactérias.

Para avaliar o crescimento de uma população (ex. cianobactérias) que sofre a influência de herbívoros (ou onívoros, ex. tilápias), é necessário conhecer a resposta funcional do herbívoro para saber de que forma este consumidor irá influenciar no crescimento da população de sua presa. Assumindo uma resposta do tipo I (linear), o modelo passa a apresentar a seguinte descrição:

$$\frac{dA}{dt} = rA \left(1 - \frac{A}{K}\right) - aAH$$

onde  $a$  é o coeficiente de consumo do herbívoro (onívoro) ou, em outros termos, o coeficiente angular da função linear que descreve a relação da taxa de consumo de cada herbívoro (ou onívoro) e a concentração de presas. Este coeficiente é multiplicado pelo tamanho da população de presas (cianobactérias) e pelo tamanho da população de herbívoros (neste caso, onívoros: as tilápias) para se obter a taxa de consumo de cianobactérias pela população de onívoros.

Assumindo uma condição de equilíbrio onde o crescimento e a mortalidade das cianobactérias se igualam, a quantidade de herbívoros (onívoros)  $H^*$  necessária para reduzir uma população de cianobactérias  $A$  à uma determinada fração do  $K$  é então uma função da razão entre a taxa  $r$  de crescimento das cianobactérias e a taxa de herbivoria pela tilápia conforme mostra a seguinte equação:

$$\frac{dA}{dt} = rA \left(1 - \frac{A}{K}\right) - aAH = 0$$

$$rA \left(1 - \frac{A}{K}\right) = aAH$$

$$r \left(1 - \frac{A}{K}\right) = aH$$

$$H^* = \frac{r}{a} \left(1 - \frac{A}{K}\right)$$

Conhecendo-se, então, o tipo de resposta funcional do herbívoro (tilápia) e conhecendo-se seu coeficiente de consumo de cianobactérias ( $a$ ) e a taxa de crescimento da cianobactéria ( $r$ ) é possível fazer algumas previsões da quantidade de tilápias necessária para reduzir uma população de cianobactérias a uma determinada porcentagem de  $K$ .

Este modelo foi utilizado nesta pesquisa com o intuito de se fazer algumas estimativas preliminares da densidade de tilápias que devem ser estocadas em um determinado reservatório para poder reduzir as populações de cianobactérias filamentosas e, com base nessas estimativas, avaliar se o uso de tilápias para controlar cianobactérias em reservatórios é ecologicamente e economicamente viável ou não. No entanto, o modelo assume que a única fonte de mortalidade das cianobactérias nos reservatórios é a herbivoria das tilápias o que obviamente não é verdade. Portanto, o modelo superestima a quantidade de tilápias necessárias para reduzir as populações de cianobactérias abaixo da capacidade de suporte do ambiente. Quanto mais importantes forem as outras fontes de mortalidade das populações de cianobactérias nos reservatórios, menos tilápias seriam necessárias para obter uma determinada redução do tamanho dessas populações.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### *DIAGNÓSTICO DA QUALIDADE DA ÁGUA DE RESERVATÓRIOS DO SEMI-ÁRIDO DO ESTADO DO RIO GRANDE DO NORTE COM BASE NA OCORRÊNCIA DE CIANOBACTÉRIAS E CIANO-TOXINAS*

O fitoplâncton dos reservatórios investigados na bacia do rio Piranhas-Assu, esteve composto por 123 táxons pertencentes a sete classes taxonômicas (Tabela I). Cianobactérias potencialmente tóxicas ocorreram em todos os ambientes investigados. A

Tabela I. Espécies identificadas nos reservatórios investigados na bacia do rio Piranhas-Assu (RN) entre setembro de 2002 e março de 2004. \* Cianobactérias potencialmente tóxicas.

Grupo/espécie	Grupo/espécie	Grupo/espécie
<b>Cianobactérias</b>	<b>Clorofíceas</b>	<i>Scenedesmus intermedius</i>
<i>Anabaena circinalis</i> *	<i>Actinastrum</i> sp.	<i>Scenedesmus ovalternus</i>
<i>Anabaena planctónica</i> *	<i>Anacocystis</i>	<i>Scenedesmus quadricauda</i>
<i>Anabaena</i> sp.*	<i>Ankistrodermus gracilis</i>	<i>Scenedesmus</i> sp.
<i>Anabaenopsis</i> sp.	<i>Ankistrodesmus bibraianus</i>	<i>Sphaerocystis lacustris</i>
<i>Aphanizomenon gracile</i> *	<i>Ankistrodesmus</i> sp.	<i>Sphaerocystis schroeteri</i>
<i>Aphanizomenon</i> sp.*	<i>Ankistrodesmus</i> sp1.	<i>Staurastrum</i> sp.
<i>Aphanocapsa cf.kordesii</i>	<i>Chlamydomonas</i> sp.	<i>Staurastrum leptocladum</i>
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> *	<i>Chlorella vulgaris</i>	<i>Tetraedron</i> sp.
<i>Aphanocapsa elachista</i>	<i>Closterium</i> sp.	<i>Tetraedron triangulare</i>
<i>Aphanocapsa incerta</i>	<i>Coelastrum microporum</i>	<i>Tetrastrum komarekii</i>
<i>Aphanocapsa</i> sp.	<i>Coelastrum reticulatum</i>	<b>Diatomáceas</b>
<i>Aphanotece</i> sp.	<i>Coenochloris</i> sp.	<i>Amphipleura</i> sp.
		<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i>
<i>Chroococcus cf. minutus</i>	<i>Coenocystis quadriguloides</i>	<i>Aulacoseira herzogii</i>
<i>Chroococcus</i> sp.	<i>Coenocystis</i> sp.	<i>Cocconeis placentula</i>
<i>Coelomoron</i> sp.	<i>Coenocystis subcylindrica</i>	<i>Cyclotella</i> sp.
<i>Coelomoron tropicalis</i>	<i>Crucigenia</i> sp.	<i>Epitemia</i> sp.
<i>Cyanosarcina parthenonensis</i>	<i>Crucigenia fenestrada</i>	<i>Eunotia</i> sp.
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> *	<i>Crucigenia quadrata</i>	<i>Gomphonema gracile</i>
<i>Geitlerinema</i> sp.	<i>Crucigenia</i> sp.	<i>Gyrosigma cf. acuminatum</i>
<i>Geitlerinema unigranulatum</i>	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	<i>Hantzchia amphioxys</i>
<i>Lyngbya</i> sp.*	<i>Dictyosphaerium</i> sp.	<i>Melosira varians</i>
<i>Merismopedia cf. punctata</i>	<i>Euastrum</i> sp.	<i>Navicula disparalis</i>
<i>Merismopedia glauca</i>	<i>Keratococcus</i> sp.	<i>Navicula nobilis</i>
<i>Merismopedia</i> sp.	<i>Kirchneriella</i> sp.	<i>Navicula</i> sp.1
<i>Microcystis aeuruginosa</i> *	<i>Kirchneriella lunaris</i>	<i>Navicula</i> sp.2
<i>Microcystis protocystis</i> *	<i>Kirchneriella aperta</i>	<i>Navicula</i> sp.3
<i>Microcystis</i> sp.*	<i>Mougeotia</i> sp.	<i>Nitzschia longissima</i>
<i>Microcystis panniformis</i> *	<i>Monoraphidium arcuatum</i>	<i>Nitzschia sigmoide</i>
<i>Oscillatoria granulata</i> *	<i>Monoraphidium circinalis</i>	<i>Surirella</i> sp.
<i>Oscillatoria</i> sp.*	<i>Monoraphidium contortum</i>	<i>Synedra rumpens</i>
<i>Phormidium</i> sp*	<i>Monoraphidium griffithii</i>	<b>Euglenofíceas</b>
<i>Planktolyngbya</i> sp.	<i>Monoraphidium nanum</i>	<i>Trachelomonas oblonga</i>
<i>Planktolyngbya microspora</i>	<i>Monoraphidium pusillum</i>	<i>Trachelomonas volvocinopsis</i>
<i>Planktothrix agardhii</i> *	<i>Monoraphidium</i> sp.	<i>Trachelomonas abrupta</i> var. <i>arcuata</i>
<i>Pseudanabaena cf. moniliformis</i>	<i>Nephrocystium schilleri</i>	<b>Criptofíceas</b>
<i>Pseudanabaena</i> sp.*	<i>Oedogonium</i> sp.	<i>Cryptomonas</i> sp.
<i>Radiocystis fernandoi</i> .*	<i>Oocystis lacustris</i>	<b>Xantofíceas</b>
<i>Romeria caruaru</i> *	<i>Oocystis</i> sp.	<i>Centritractus belenophorus</i>
<i>Snowella lacustris</i>	<i>Oocystis pusilla</i>	
	<i>Scenedesmus armatus</i> var. <i>boglariensis</i> f. <i>semicostatus</i>	<i>Tetraplektrum torsum</i>
<i>Sphaerocavum brasiliense</i>	<i>Scenedesmus brasilienses</i>	<i>Xantoficea</i> spp.
<i>Synechocystis</i> sp.*	<i>Scenedesmus dispar</i> cf. <i>spinosus</i>	<b>Crisofíceas</b>
	<i>Scenedesmus ecornis</i>	<i>Mallomonas caudata</i>

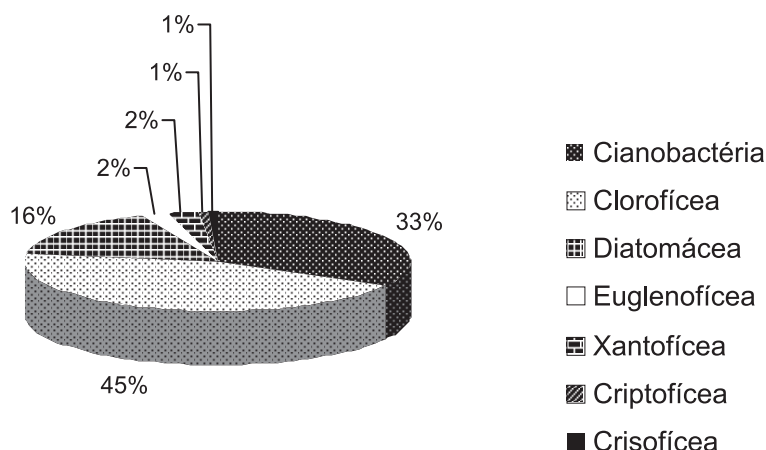


Figura 2. Contribuição relativa das classes taxonômicas do fitoplâncton para o número total de "taxa" encontrados nos reservatórios investigados entre setembro de 2002 e março de 2004.

classe das cianobactérias representou 33% do total de táxons identificados, clorofíceas 45%, diatomáceas 16%, euglenofíceas e xantofíceas 2% e 1% para as classes criptofíceas e crisofíceas (Figura 2).

A biomassa do fitoplâncton apresentou acentuada variabilidade nos reservatórios, na maioria dos pontos e ocasiões amostradas, variando entre 0,1 a 3.351,0 mm<sup>3</sup>.L<sup>-1</sup> (Tabela II). Florações de cianobactérias foram responsáveis por essa grande amplitude de variação. As maiores variações ocorreram no reservatório Itans em março de 2002 (Tabela II), quando um grande acúmulo de biomassa de cianobactérias ocorreu na superfície da coluna d'água (1915 e 3351mm<sup>3</sup>.L<sup>-1</sup>, respectivamente nos pontos A e B), em contraste com a biomassa encontrada próxima ao substrato (0,1 e 0,4mm<sup>3</sup>.L<sup>-1</sup>, respectivamente pontos A e B). Valores mais reduzidos de biomassa fitoplancônica foram detectados no reservatório Parelhas (Tabela II).

Cianobactérias representaram mais de 70% da biomassa relativa do fitoplâncton, em pelo menos um ponto de coleta, em todos os períodos amostrados nos reservatórios Sabugi, Passagem das Traíras e Gargalheiras, e em 80% e 50% dos períodos amostrados nos reservatórios Parelhas e Itans, respectivamente (Tabela II). Ainda, cianobactérias compreenderam mais de 90% da biomassa relativa do fitoplâncton, em pelo menos um ponto de coleta em todos os reservatórios, em no mínimo dois períodos amostrais (Tabela II). Esses episódios de elevada biomassa de cianobactérias correspondem ao estabelecimento de florações formadas por uma a três populações distintas.

Eventualmente, diatomáceas e/ou clorofíceas apresentaram-se dominantes no fitoplâncton dos re-

servatórios, substituindo as populações de cianobactérias (Tabela II). Destacam-se, por exemplo, espécies de clorococales (*Oocystis lacustris*, *Sphaerocystis lacustris*, *Crucigenia* sp.) e diatomáceas (*Aulacoseira granulata*, *Aulacoseira* sp., *Navicula* sp.) como dominantes no reservatório Sabugi em março de 2004, e a diatomácea *Aulacoseira granulata* a espécie dominante no reservatório Itans, em abril de 2003 (dados não mostrados).

A dominância e as florações de cianobactérias nos ambientes estudados podem ser explicadas pela reduzida transparência da água (média entre 0,3 a 0,5m), elevados valores de temperaturas da água (26 a 34°C), condutividade elétrica (média entre 253 a 900μS.cm<sup>-1</sup>) e pH (entre 8 e 9) no período estudado (dados não mostrados), condições que favorecem o crescimento de cianobactérias em corpos d'água tropicais, notadamente no semi-árido brasileiro (Bouvy *et al.* 1999, Huszar *et al.* 2000, Bouvy *et al.* 2003). Florações de cianobactérias são, freqüentemente, associadas à eutrofização artificial (Esteves 1988), condição também característica nos reservatórios estudados, segundo os critérios da OECD e Carlson (1977).

Em geral, as cianobactérias dominantes no fitoplâncton dos reservatórios investigados (Tabela II) são espécies potencialmente produtoras de toxinas, tais como *Microcystis* spp., *C. raciborskii*, *Anabaena* sp., *Planktothrix agardhii* e *Aphanocapsa* sp (Chorus & Bartram 1999). De fato, os resultados do presente trabalho indicaram a presença de compostos hepatotóxicos em vários reservatórios da região semi-árida do estado do Rio Grande do Norte (Tabela III). Os extratos de amostras planctônicas, obtidos nos reser-



Tabela II. Biomassa total (mm<sup>3</sup>.L<sup>-1</sup>) do fitoplâncton, biomassa relativa (%) de cianobactérias e outros grupos eventualmente dominantes, e taxa dominantes de cianobactérias nos reservatórios investigados, de setembro de 2002 a março de 2004. Ciano = Cianobactérias; Diato = Diatomáceas; Cloro = Clorofíceas.

Reservatório /data	Biomassa total (mm <sup>3</sup> .L <sup>-1</sup> )	Biomassa relativa de ciano(%)	Cianobactérias dominantes	Biomassa relativa (%) de outros grupos dominantes
<b>Sabugi</b>				
09/2002	77-944,3	89,3-98,1	<i>Microcystis protocystis</i> <i>M. aeruginosa</i>	---
12/2002	5,9-198,8	50,3-97,8	<i>Microcystis protocystis</i>	---
04/2003	2,2-4,3	94,4-97,5	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	---
09/2003	1,8-15,7	18,9-62,4	<i>Getlerinema unigranulatum</i>	Diato: 9-44
03/2004	1,6-62,8	5,1-60,6	<i>Aphanocapsa incerta</i> <i>C. raciborskii</i>	Diato: 30-85
<b>Itans</b>				
09/2002	0,1-3351	24,8-99,9	<i>M. panniformis</i> <i>M. aeruginosa</i>	Diato: 65-75%
12/2002	7,2-68,2	81,4-99,6	<i>M. protocystis</i> <i>M. aeruginosa</i>	---
04/2003	0,08-3,4	8,7-39,9	<i>Anabaena circinalis</i> <i>Sphaerocavum brasiliensis</i>	Cloro: 55-85 (ponto A); Diato: 72-74 (ponto B)
09/2003	2,2-8,3	1,7-7	<i>Anabaena sp.</i>	Diato: 61-65 Cloro: 8,9-84,1
<b>Parelhas</b>				
09/2002	0,1-21,4	86,3-98,3	<i>Microcystis sp.</i>	---
12/2002	0,24-8,82	10,2-98,4	<i>A. circinalis</i>	Cloro: 74,8-74,8
04/2003	0,18-0,84	18,5-42,5	<i>Snowella lacustris</i>	Cloro: 56,9-80,6
09/2003	0,6-0,73	39,4-72,7	<i>Aphanothece sp.</i>	Diato: 22,8-56
03/2004	0,25-3,34	11,9-72,2	<i>Aphanocapsa sp.</i>	Cloro: 6,7-52,4
<b>Passagem das Traíras</b>				
09/2002	0,9-27,8	58,2-98	<i>Planktothrix agardhii</i>	---
12/2002	11,7-26,4	95,1-99,2	<i>A. circinalis</i>	---
04/2003	11,9-35,6	98,9-99,6	<i>A. circinalis</i> <i>M. aeruginosa</i>	---
09/2003	67,5-162,1	99,2-99,8	<i>P. agardhii</i> <i>Aphanizomenon sp.</i> <i>M. aeruginosa</i> <i>M. panniformis</i>	---
03/2004	0,9-1015,6	33,2-99,9	<i>M. aeruginosa</i>	Cloro: 24,7 Diato: 40,4
<b>Gargalheiras</b>				
09/2002	33,2-420,4	99,4-99,7	<i>M. protocystis</i> <i>M. aeruginosa</i>	---
12/2002	0,5-14,7	3-96,8	<i>C. raciborskii</i>	Diato: 35,3-94,6
04/2003	0,6-21,5	0,4-99,8	<i>Microcystis sp.</i>	Diato: 0,1-83,8
09/2003	2,8-4,0	33,6-74,0	<i>A. delicatissima</i>	Cloro: 27,3-18,9
03/2004	19,1-152,1	94-99,8	<i>P. agardhii</i>	---

vatórios Itans, Passagem das Traíras e Sabugi produziram efeito letal quando testados através bioensaios com camundongos. Nos testes positivos, sintomas de hepatotoxicidade foram claramente observados, incluindo pilo-ereção, isolamento, distensão das patas traseiras, cólicas abdominais e morte entre 3 a 66 horas em 100% dos camundongos testados. O peso do fígado *pós-mortem* variou entre 7 e 10% do peso corpóreo. Sintomas não claramente definidos de neu-

rotoxicidade ou hepatotoxicidade e morte após 40 minutos, foram observados em animais testados com água de um tanque de piscicultura abastecido pelo reservatório Itans, sendo *C. raciborskii* a espécie dominante na ocasião da coleta (Tabela III).

A elevada biomassa de cianobactérias e a ocorrência de florações tóxicas nos reservatórios investigados é uma situação típica para ambientes eutrofizados. Cianobactérias tóxicas são responsáveis por esporá-

Tabela III. Resultados dos bioensaios em camundongos realizados no período de setembro de 2002 a março de 2004 em amostras de reservatórios do semi-árido do Rio Grande do Norte. PT = reservatório Passagem das Traíras; Garg = reservatório Gargalheiras.

Data	Reservatórios	Resultados	Sintomas	Dose (mg/Kg)	Tempo de morte	Cianobactérias dominantes
Setembro 2002	Itans	+	hepatotóxico	1003	3 horas	<i>Microcystis spp.</i> <i>Anabaena circinalis</i>
	PT	-	---	1056	---	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>M. aeruginosa</i> <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>
Abril 2003	Garg	-	---	1037	---	<i>Microcystis sp.</i>
	Itans	---	---	1002	---	<i>Sphaerocavum brasiliensis</i> <i>A. circinalis</i>
	Sabugi	+	hepatotóxico	1.056	66 horas	<i>C. raciborskii</i>
	PT	-	---	891	---	<i>M. aeruginosa</i> <i>A. circinalis</i>
Setembro 2003	Garg	-	---	930	---	<i>Aphanocapsa</i> <i>Pseudanabaena sp.</i>
	Itans	-	---	982	---	<i>Anabaena sp.</i>
	Itans	+	Neurotóxico/ Hepatotóxico	869	40 min	<i>C. raciborskii</i>
	Sabugi	-	---	1248	---	<i>Geitlerinema sp.</i>
	PT	+	hepatotóxico	1054	14 horas	<i>P. agardhii</i> <i>M. aeruginosa</i> <i>C. raciborskii</i> <i>Aphanizomenon sp.</i>
Março 2004	Garg	-	---	1020	---	<i>M. aeruginosa</i> <i>C. raciborskii</i> <i>P. agardhii</i>
	PT	+	hepatotoxina	981	20 horas	<i>M. aeruginosa</i> <i>A. circinalis</i> <i>C. raciborskii</i> <i>P. agardhii</i>

dicos, mas recorrentes, episódios de envenenamento e morte de animais domésticos e também de populações humanas, associados a águas recreacionais e de abastecimento (Carmichael 2001).

Embora o nível de toxicidade das amostras analisadas tenha sido baixo, segundo os critérios de Lawton *et al.* (1994), os resultados aqui apresentados têm possivelmente importantes implicações para a saúde pública, em função da eventual contaminação da água servida com cianotoxinas e conseqüente exposição crônica da população local aos efeitos deletérios desses compostos. Esta exposição da população ocorre principalmente em localidades onde

as Estações de Tratamento de Água não dispõem de sistemas que removem as toxinas dissolvidas na água, ou nas localidades onde a população capta a água diretamente do reservatório, sem qualquer tratamento, o que é relativamente comum no semi-árido brasileiro. Adicionalmente, hepatotoxinas, classe de cianotoxinas evidenciada nas amostras dos reservatórios estudados, podem se acumular em músculos de peixes (Magalhães *et al.* 2001), constituindo uma importante via de contaminação das populações humanas, especialmente para aquelas de baixa renda, dependentes da pesca para aquisição de fontes de proteínas.

Florações de cianobactérias deterioram a qualidade hídrica também causando sabor, odor, aparência desagradável e desoxigenação da água, com conseqüente morte de animais aquáticos. Algumas cianobactérias produzem metabólitos secundários denominados geosmina, que afeta o sabor e diminui a qualidade do pescado (p. ex. em aqüicultura) (Chorus & Bartram 1999).

Assim, os reservatórios do semi-árido estudados, caracterizados como eutróficos, apresentam inde-sejáveis florações de cianobactérias e incidência de cianotoxinas, principalmente hepatotoxinas, trazendo importantes conseqüências para a qualidade da água. Medidas corretivas dessa situação são fortemente recomendadas, visando à proteção da saúde da população residente no semi-árido do estado do Rio Grande do Norte.

*TAXAS DE FILTRAÇÃO DA TILÁPIA DO NILO (OREOCHROMIS NILOTICUS) AO LONGO DE UM GRADIENTE DE BIOMASSA DE CIANOBACTÉRIAS FILAMENTOSAS*

Para ambos os experimentos realizados, a relação entre a taxa *per capita* (ou por grama de peixe) de consumo de cianobactéria versus a biomassa de cianobactérias ajustou-se a um modelo linear, com um coeficiente de determinação de 0,46 para o primeiro experimento (populações naturais de cianobactérias) e de 0,82 para o segundo experimento (cultura de *C. raciborskii*, cepa ITEP-018). O baixo valor do coeficiente de determinação encontrado para o experimento I (Figuras 3 e 4) pode ter sido resultado das elevadas concentrações de cianobactérias no gradiente de biomassa utilizado.

Para o experimento II, os resultados mostraram que abaixo da concentração de 13,72µg.L<sup>-1</sup> de clorofila a não houve consumo e que acima dessa concentração a taxa de consumo aumentou linearmente com o aumento da biomassa de *C. raciborskii* (Figuras 5 e 6). Os coeficientes angulares das equações de regressão foram calculados para as taxas de consumo de cianobactérias por indivíduo (Figuras 3 e 5) e por grama de peixe (Figuras 4 e 6).

De acordo com os resultados da regressão dos experimentos I e II, a taxa de consumo *per capita* (a) no experimento I foi de 0,29µg de clorofila-a quando expressa por indivíduos e de 0,05µg de clorofila-a quando expressa por peso de tilápia (grama de peixe). No experimento II a taxa de consumo foi de 0,5µg de clorofila-a por indivíduos e de 0,25µg de clorofila-a por grama de peixe. Com base nos valores das taxas de filtração (a) encontrados e assumindo diferentes valores de taxas de crescimento (r) foi calculada a quantidade de tilápias necessárias para reduzir as populações de cianobactérias a uma determinada fração da capacidade suporte do ambiente (K), utilizando-se a equação descrita na seção de métodos:

$$H = \frac{r}{a} - \frac{r}{a} \times \frac{A}{K}$$

As previsões realizadas a partir desta equação, assumindo diferentes taxas de crescimento das cianobactérias, e utilizando-se as taxas de filtração obtidas no experimento I e II encontram-se na Tabela IV e V, respectivamente. De acordo com os resultados apresentados, para a redução de 50% de K de uma população de cianobactérias filamentosas cuja taxa de crescimento (r) é 0,3 (valor de crescimento da cultura ITEP-018, utilizado nesta pesquisa; R. Molica, infor-

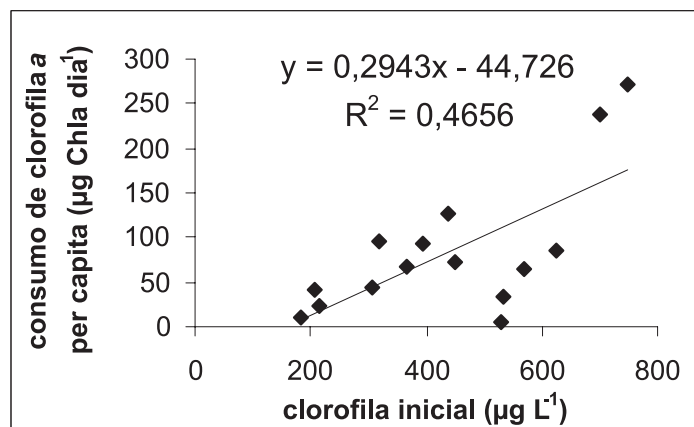


Figura 3. Taxa de consumo de cianobactérias filamentosas por *Oreochromis niloticus* jovens (µg clorofila-a peixe -1 dia-1).

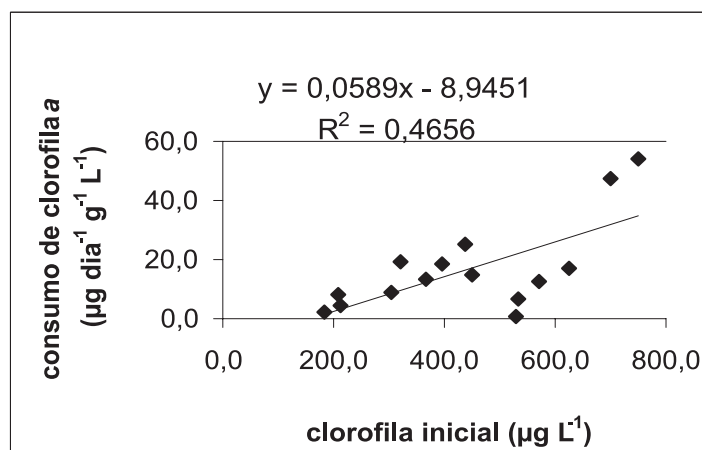


Figura 4. Taxa de consumo de cianobactérias filamentosas por *Oreochromis niloticus* jovens ( $\mu\text{g}$  clorofila-a  $\text{g}^{-1}$  dia $^{-1}$ ).

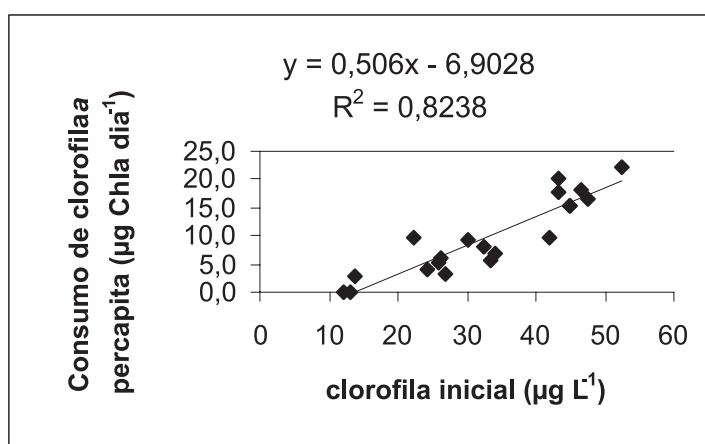


Figura 5. Taxa de consumo de *Cylindrospermopsis raciborskii* por *Oreochromis niloticus* jovens ( $\mu\text{g}$  clorofila-a peixe $^{-1}$  dia $^{-1}$ ).

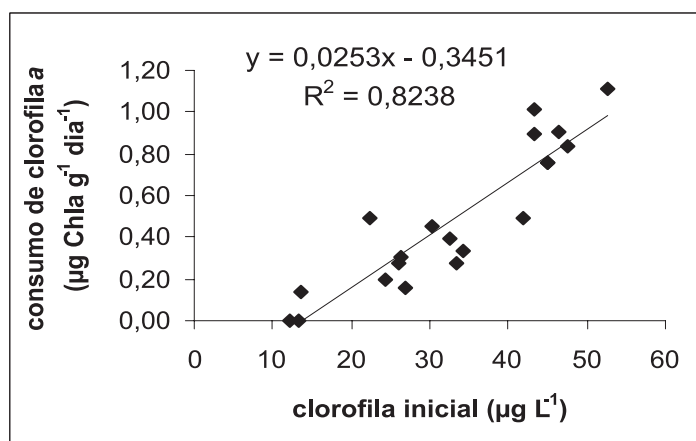


Figura 6. Taxa de consumo de *Cylindrospermopsis raciborskii* por *Oreochromis niloticus* juveniles ( $\mu\text{g}$  clorofila-a  $\text{g}^{-1}$  dia $^{-1}$ ).

mação pessoal), seriam necessários, segundo os valores do experimento I (Tabela IV), cerca de 170 peixes  $\text{m}^{-3}$  ou cerca de  $2,55\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$ . Segundo os valores do experimento II (Tabela V), seriam necessários cerca de 100 peixes  $\text{m}^{-3}$  ou cerca de  $2\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$ . Observa-se, portanto, que as previsões com base nos dois experimentos são relativamente consistentes.

A técnica de biomanipulação para controle de florações de algas e cianobactérias em ambientes temperados tem se baseado na remoção de peixes zooplantívoros. Entretanto, em ambientes tropicais que apresentam populações densas de peixes onívoros filtradores como a tilápia do Nilo, o manejo da pesca ou estocagem desses peixes para controlar florações é

Tabela IV. Quantidade necessária de tilápias (em ind.m<sup>-3</sup> e kg.m<sup>-3</sup>) para manter a biomassa de populações naturais de cianobactérias filamentosas entre 10 e 90% da capacidade suporte do ambiente, em condições de equilíbrio, crescendo a taxas de crescimento intrínseco (r) entre 0,2 e 0,5. (Experimento I)

A/K	r = 0,2		r = 0,3		r = 0,4		r = 0,5	
	ind.m <sup>-3</sup>	kg.m <sup>-3</sup>	ind.m <sup>-3</sup>	kg.m <sup>-3</sup>	ind.m <sup>-3</sup>	kg.m <sup>-3</sup>	ind.m <sup>-3</sup>	kg.m <sup>-3</sup>
0,1	203,9	3,1	305,8	4,6	407,7	6,1	509,7	7,6
0,2	181,2	2,7	271,8	4,08	362,4	5,4	453,0	6,8
0,3	158,6	2,4	237,8	3,6	317,1	4,7	396,4	5,9
0,4	135,9	2,0	203,9	3,1	271,8	4,1	339,8	5,1
0,5	113,3	1,7	<b>169,9</b>	<b>2,5</b>	226,5	3,4	283,2	4,2
0,6	90,6	1,4	135,9	2,0	181,2	2,7	226,5	3,4
0,7	67,9	1,0	101,9	1,5	135,9	2,0	169,9	2,5
0,8	45,3	0,7	67,9	1,0	90,6	1,3	113,2	1,7
0,9	22,6	0,3	33,9	0,5	45,3	0,8	56,6	0,8

Tabela V. Quantidade necessária de tilápias (em ind.m<sup>-3</sup> e kg.m<sup>-3</sup>) para manter a biomassa de *Cylindrospermopsis raciborskii* entre 10 a 90% da capacidade suporte do ambiente, em condições de equilíbrio, crescendo a taxas de crescimento intrínseco (r) entre 0,2 e 0,5. (Experimento II)

A/K	r = 0,2		r = 0,3		r = 0,4		r = 0,5	
	ind.m <sup>-3</sup>	kg.m <sup>-3</sup>	ind.m <sup>-3</sup>	kg.m <sup>-3</sup>	ind.m <sup>-3</sup>	kg.m <sup>-3</sup>	ind.m <sup>-3</sup>	kg.m <sup>-3</sup>
0,1	120,0	2,4	180,0	3,6	240,0	4,8	300,0	6,0
0,2	106,7	2,1	160,0	3,2	213,3	4,3	266,7	5,3
0,3	93,3	1,9	140,0	2,8	186,8	3,7	233,3	4,7
0,4	80,0	1,6	120,0	2,4	160,0	3,2	200,0	4,0
0,5	66,7	1,3	100,0	2,0	133,3	2,7	166,7	3,3
0,6	53,3	1,1	80,0	1,6	106,8	2,1	133,3	2,7
0,7	40,0	0,8	60,0	1,2	80,0	1,6	100,0	2,0
0,8	26,7	0,5	40,0	0,8	53,3	1,1	66,7	1,3
0,9	13,3	0,3	20,0	0,4	26,7	0,5	33,3	0,7

uma alternativa potencialmente viável. A introdução de peixes filtradores é uma estratégia importante na contenção de florações de cianobactérias, principalmente onde o aporte difuso de nutrientes não pode ser facilmente reduzido e onde a pressão de herbivoria pela comunidade zooplânctônica for ineficiente (Xie & Liu 2001, Lu *et al.* 2006). Tais condições devem ser freqüentemente encontradas em lagos e reservatórios do nordeste brasileiro.

Dentre as espécies de peixe apontadas na literatura como de uso potencial na biomanipulação de ambientes lacustres tropicais destacam-se a carpa prateada, *H. molitrix*, e a tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus*. Northcott *et al.* (1991) realizaram uma pesquisa sobre a taxa de filtração e ingestão de duas classes de tamanho da tilápia do Nilo (85mm e 40mm) alimentadas com dois tipos de cianobactérias, uma filamentosa, *Anabaena circinalis*, e uma cocóide, *Microcystis aeruginosa*. Foi observado em todos os tratamentos o consumo de ambas as cianobactérias, entretanto,

as taxas de ingestão de *Anabaena* foram maiores do que as de *Microcystis*. A taxa de ingestão de ambas as cianobactérias por tilápias de 85mm de comprimento foi descrita por um modelo linear e para as tilápias de 40mm, por um modelo curvilíneo. Os resultados da presente pesquisa com tilápias maiores que 85 mm assemelham-se aos de Northcott *et al.* (1991), que indicaram um consumo linear crescente, embora a densidade de cianobactérias utilizada no presente trabalho tenha sido menor do que a utilizada por aquele autor.

O trabalho de Datta & Jana (1998) revelou que em testes feitos com três tipos de peixes (tilápia, carpa prateada e carpa cabeça grande), a redução de *Microcystis* no lago estudado variou de 60 a 93% da população inicial desta cianobactéria, revelando que esses peixes podem ser utilizados para o controle de florações de *Microcystis*. Dentre os três peixes analisados, a carpa prateada provou ser a mais eficiente (74-93% de redução) durante a investigação. Em experimentos realizados em laboratório, a tilápia

mostrou máxima retenção e redução de *Microcystis* durante a 16ª hora, e nos experimentos realizados em limnocurrais durante os três primeiros dias (Datta & Jana 1998). Entretanto, o efeito desta redução não persistiu por mais tempo devido a sua elevada taxa de defecação. Os limnocurrais daquela pesquisa sofreram um alto enriquecimento, o que foi atribuído à defecação e excreção dos três tipos de peixes, tendo a tilápia apresentado o maior potencial para ictioeutrofização (Datta & Jana 1998). Esta ictioeutrofização proporcionada pela tilápia também foi constatada por Starling *et al.* (2002) e Lazzaro *et al.* (2003). Desta forma, o potencial de ictioeutrofização promovido pela tilápia do Nilo deve ser levado em consideração.

Um outro aspecto que deve ser investigado é o acúmulo de toxinas nos peixes empregados em programas de biomanipulação, para se avaliar o potencial uso dos mesmos para consumo humano. Vários trabalhos mostram o acúmulo de hepatotoxinas em fígado e musculatura de peixes (p.ex. Magalhães *et al.* 2001). Entretanto, ainda precisa ser quantificada a acumulação de neurotoxinas produzidas por cianobactérias filamentosas como *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Planktothrix*, que frequentemente produzem florações na região do semi-árido.

Os resultados do presente trabalho sugerem que o uso da tilápia no controle de populações de cianobactérias nos reservatórios do nordeste semi-árido é potencialmente viável. No entanto, o sucesso deste manejo irá depender, dentre outros fatores, i) das taxas de crescimento das cianobactérias em condições naturais, que podem variar de acordo com as concentrações de nutrientes do ambiente, intensidade luminosa e temperatura (Saker *et al.* 1999); ii) do grau de toxicidade das cianobactérias; iii) da capacidade suporte e tamanho dos reservatórios; iv) do nível de redução das populações de cianobactérias que se deseja obter; e v) da estrutura de tamanho e composição de espécies de cianobactérias. Além da prática de controle biológico, medidas devem ser também implementadas visando redução do aporte alóctone de nutrientes e matéria orgânica, para a obtenção de melhores resultados.

## CONCLUSÕES

A comunidade fitoplanctônica nos reservatórios estudados apresentou dominância de cianobactérias

(frequentemente > 90% da biomassa total), fato que tem sido considerado como uma das conseqüências da eutrofização artificial. A riqueza de espécies foi baixa e poucas espécies de cianobactérias integravam quase a totalidade da biomassa, principalmente *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Microcystis* spp., *Aphanizomenon*, *Anabaena circinalis* e *Planktothrix agardii*, todas potencialmente produtoras de toxinas (cianotoxinas). A ocorrência de cianotoxinas, principalmente hepatotoxinas, foi confirmada nos reservatórios Itans, Passagem das Trairas e Sabugi. Portanto, populações que utilizam a água desses reservatórios podem estar expostas aos efeitos agudos, e principalmente aos efeitos crônicos das cianotoxinas. O monitoramento das cianotoxinas na água tratada é importante, especialmente nas Estações de Tratamento de Água que dispõem apenas métodos simplificados de tratamento. Além da água, peixes também podem apresentar-se impróprios para o consumo, uma vez que microcistinas podem se acumular em músculo de peixes.

Considerando que a qualidade da água é um fator limitante para o desenvolvimento econômico e social do Rio Grande do Norte, a dominância de cianobactérias representa um problema a ser mitigado. Para tanto, o monitoramento desses organismos deve ser permanente, visando à proteção da saúde humana. A implementação de medidas de controle da eutrofização artificial, através, por exemplo, do tratamento dos esgotos domésticos, industriais e agropastoris, é uma etapa fundamental para a solução do problema das florações de cianobactérias. Associada a essas medidas, a estocagem da tilápia do Nilo apresenta-se como uma alternativa potencialmente viável para controle biológico das florações de cianobactérias filamentosas. Entretanto, estudos adicionais devem ser feitos para que esta técnica possa ser melhor testada antes de sua implementação, sobretudo no que diz respeito à ictioeutrofização e ao acúmulo de cianotoxinas em músculo de peixes.

**AGRADECIMENTOS:** Esta pesquisa foi realizada com apoio financeiro concedido pelo CNPq através dos projetos PELD Caatinga e CT-Hidro (processo 550201/2002-5), e bolsa de mestrado concedida pela CAPES à Nara Rocha de Souza. Os autores agradecem ao Dr. Renato Molica (Universidade Federal Rural de Pernambuco) por ceder a cepa ITEP-018 usada neste estudo, e ao Sr. Edson Santana (Universidade Federal do Rio Grande do Norte) pelo excelente auxílio prestado no trabalho de campo.

REFERÊNCIAS

- ANAGNOSTIDIS, K & KOMÁREK, J. 1988. Modern approach to the classification system of cyanophytes 3 – Oscillatoriales. *Arch. Hydrobiol./suppl.* 80: 1-4, *Algological Studies*, 50-53: 327-472.
- AZEVEDO, S.M.F.O.; CARMICHAEL, W. W.; JOCHIMSEN, E.M.; RINEHART, K.L.; LAU, S.; SHAW, G.R. & EAGLESHAM, G.K. 2002. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru-Brazil. *Toxicology*, 181: 441-446
- BARBOSA, J.E. & MENDES, J. 2005. Estrutura da comunidade fitoplanctônica e aspectos físicos e químicos das águas do reservatório Acauã, semi-árido paraibano. Reunião Brasileira de Ficologia, 10, 2004, Salvador. Anais da Reunião Brasileira de Ficologia, Rio de Janeiro, Museu Nacional, p.339-390.
- BEEK, P.; TAUBER, S.; KIEL, S. & BORCHERDING, J. 2002. 0+ perch predation on 0+ bream: a case study in a eutrophic gravel pit lake. *Freshwater Biology*, 47: 2359-2369.
- BEVERIDGE, M.C.M.; BAIRD, D.J.; RAHMATULLAH, S.M.; LAWTON, L.A.; BEATTIE, K.A. & CODD, G.A. 1993. Grazing rates on toxic and non-toxic strains of cyanobacteria by *Hypophthalmichthys molitrix* and *Oreochromis niloticus*. *Journal of Fish Biology*, 43: 901-907.
- BOUVY, M.; MOLICA, R.; OLIVEIRA, S.; MARINHO, M. & 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*, 20: 285-297.
- BOUVY, M.; FALCÃO, D.; MARINHO, M.; PAGANO, M. & MOURA, A. 2000. Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. *Aquatic Microbial Ecology*, 23: 13-27.
- BOUVY, M.; NASCIMENTO, S.M.; MOLICA, R.J.R.; FERREIRA, A.; HUSZAR, V.L. & AZEVEDO, S.M.F.O. 2003. Limnological features in Tapacurá reservoir (northeast Brazil) during a severe drought. *Hydrobiologia*, 493: 115-130.
- CARLSON, R. E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, 22: 361-369.
- CARMICHAEL, W.W. 2001. Health effects of toxin-producing cyanobacteria: The CyanoHABs. *Human and Ecological Risk Assessment*, 75: 1393-1407.
- CHEN, J; XIE, P; ZHANG, D.W.; LEI, H.H. 2007. In situ studies on the distribution patterns and dynamics of microcystins in a biomanipulation fish - bighead carp (*Aristichthys nobilis*). *Environmental Pollution*, 147 (1): 150-157.
- CHORUS I. & BARTRAM J. (eds.) 1999. *Toxic Cyanobacteria in water: A guide to the Public Health Consequences, Monitoring and Management*. E & FN Spon, London. Pp 416.
- CODD, G.A. 1995. Cyanobacterial toxins: occurrence, properties and biological significance. *Water Science and Technology*, 32 (4): 149-156.
- COSTA, S.M. & AZEVEDO, S.M.F.O. 1994. Implantação de um Banco de Culturas de Cianofíceas Tóxicas. *Iheringia - Série Botânica*, 45: 69-74.
- COSTA, I.A.S.; PANOSSO, R.; SOUZA, S.R.; AZEVEDO, S.M.F.O. 2003. Avaliação da qualidade da água de importantes açudes e rios do Rio Grande do Norte com base na ocorrência de cianobactérias e cianotoxinas. *In: Claudino-Sales, V.; Tonini, I.M.; Dantas, E.W.C. (eds). Anais do VI Congresso de Ecologia do Brasil, Fortaleza, 9-14/11/2003. p. 315-316.*
- COSTA, I.A.S.; AZEVEDO, S.M.F.O.; SENNA, P.A.; BERNANDO, R.R.; Costa, S.M. & CHELLAPPA, N.T. 2006. The occurrence of toxin-producing cyanobacteria blooms in a Brazilian semi-arid reservoir. *Brazilian Journal of Biology*, 66(1B): 211-219.
- DATTA, S. & JANA, B.B. 1998. Control of a bloom in a tropical lake: grazing efficiency of some herbivorous fishes. *Journal of Fish Biology*, 53: 12-24.
- DAVIS JR, KOOP K. 2006. Eutrophication in Australian rivers, reservoirs and estuaries - a southern hemisphere perspective on the science and its implications. *Hydrobiologia*, 559: 23-76.
- DEMPSTER, P.; BEVERIDGE, M.C.M. & BAIRD, D.J. 1993. Herbivory in the tilapia *Oreochromis niloticus*: a comparison of feeding rates on phytoplankton and periphyton. *Journal of Fish Biology*, 43: 385-392.
- DEMPSTER, P.; BAIRD, D.J. & BEVERIDGE, M.C.M. 1995. Can fish survive by filter-feeding on microparticles? Energy balance in tilapia grazing on algal suspensions. *Journal of Fish Biology*, 47: 7-17.
- DINIZ, R. 2005. Ritmos nictemerais e distribuição espaço-temporal de variáveis limnológicas e sanitárias em dois açudes do trópico semi-árido (PB). Tese de Doutorado, UFCG, Campina Grande, PB. 194p.
- EDLER, L. 1979. Recommendation on methods for marine biological studies in the Baltic Sea: phytoplankton and chlorophyll. UNESCO: The Baltic Marine Biologists, 5: 1-38.
- ESTEVEZ, F.A. 1988. *Fundamentos de limnologia*. Editora Interciência Ltda, Rio de Janeiro.
- FALCONER, I.R. 1993. Measurement of toxins blue-green algae in water and foodstuffs. Pp. 165-175. *In: Falconer (ed.) Algal toxins in seafood and drinking water. Academic Press, London. 224p.*
- HANSSON, L.-A.; ANNADOTTER, H.; BERGMAN,

- E.; HAMRIN, S.; JEPPESEN, E.; KAIRESAALO, T.; LUOKKANEN, E.; NILSSON, P.-A.; SOENDERGAARD, M. & STRAND, J. 1998. Biomanipulation as an application of food-chain theory: constraints, synthesis, and recommendations for temperate lakes. *Ecosystems*, 1: 558-574.
- HÖLKER, F.; HAERTEL, S.; STEINER, S. & MEHNER, T. 2002. Effects of piscivore-mediated habitat use on growth, diet and zooplankton consumption of roach: an individual-based modeling approach. *Freshwater Biology*, 47: 2345-2358.
- HUNT, R.; MATVEEV, V.; JONES, G.J. & WARBURTON, K. 2003. Structuring of the cyanobacterial community by pelagic fish in subtropical reservoirs: experimental evidence from Australia. *Freshwater Biology*, 48: 1482-1495.
- HUSZAR V.L.M.; SILVA L.H.S.; MARINHO M.; DOMINGOS, P.; & SANT'ANNA, C.L. (2000) Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. *Hydrobiologia*, 424, 67-77.
- JACOBSEN, L.; BERG, S.; BROBERG, M.; JEPSEN, N. & SKOV, C. 2002. Activity and food choice of piscivorous perch (*Perca fluviatilis*) in a eutrophic shallow lake: a radiotelemetry study. *Freshwater Biology*, 47: 2370-2379.
- JESPERSEN, A.M. & CHRISTOFFERSEN, K. 1987. Measurements of chlorophyll-a from phytoplankton using ethanol as extraction solvent. *Archives für Hydrobiol.*, 109: 445-454.
- KAEBERNICK, A. & NEILAN, B. 2001. Ecological and molecular investigations of cyanotoxin production. *FEMS Microbiology Ecology*, 35: 1-9.
- KASPRZAK, P.; BENNDORF, T.; MEHNER, T. & KOSCHEL, R. 2002. Biomanipulation of lake ecosystems: an introduction. *Freshwater Biology*, 47: 2277-2281.
- KESHAVANATH, P.; BEVERIDGE, M.C.M.; BAIRD, D.J.; LAWTON, L.A.; NIMMO, A. & CODD, G.A. 1994. The functional grazing response of a phytoplanktivorous fish *Oreochromis niloticus* to mixtures of toxic and non-toxic strains of cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Journal of Fish Biology*, 45: 123-129.
- KOMÁREK, J. & ANAGNOSTIDIS, K. 1986. Modern approach to the classification system of Cyanophytes, 2: Chroococcales. *Archiv für Hydrobiologie*, suppl. 73, Algological Studies 43: 157-226.
- KOMÁREK, J. & ANAGNOSTIDIS, K. 1989. Modern approach to the classification system of cyanophytes. 4 - Nostocales. *Archiv für Hydrobiologie* 56:247-345, Algological Studies, 56.
- LATHROP, R.C.; JOHNSON, B.M.; JOHNSON, T.B.; VOGELSANG, M.T.; CARPENTER, S.R.; HRABIC, T.R.; KITCHELL, J.F.; MAGNUSON, J.J. & STEWARD, R.S. 2002. Stocking piscivores to improve fishing and water clarity: a synthesis of the lake Mendota biomanipulation project. *Freshwater Biology*, 47: 2410-2424.
- LAWTON, L.A.; BEATTIE, K.A.; HAWSER, S.P.; CAMPBELL, D.L. & CODD, G.A. 1994. Evaluation of assay methods for the determination of cyanobacterial hepatotoxicity. Pp 111-116. *In*: Codd, G.A., Jefferies, T.M., Keevil, C.W. & E. Potter, (eds.), Detection Methods for Cyanobacterial Toxins. The Royal Society of Chemistry, Special publication No. 149, Cambridge. 191p.
- LAZZARO, X.; BOUVY, M.; RIBEIRO-FILHO, R.; OLIVEIRA, V.; SALES, L.; VASCONCELOS, A. & MATA, M. 2003. Do fish regulate phytoplankton in shallow eutrophic Northeast Brazilian reservoirs? *Freshwater Biology*, 48: 649-668.
- LU, K.; JIN, C.; DONG, S.; GU, B. & BOWEN, S. 2006. Feeding and control of blue-green algal blooms by tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Hydrobiologia*, 568: 111-120.
- MAGALHÃES, V.F.; SOARES, R.M. & AZEVEDO, S.M.F.O. 2001. Microcystin contamination in fish from the Jacarepaguá Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil): ecological implication and human health risk. *Toxicon*, 39:1077-1085.
- McQUEEN, D.J. 1998. Freshwater food web biomanipulation: a powerful tool for water quality improvement, but maintenance is required. *Lake and Reservoirs: Research and Management*, 3: 83-94.
- MEHNER, T.; ARLINGHAUS, R.; BERG, S.; DÖRNER, H.; JACOBSEN, L.; KASPRZAK, P.; KOSCHEL, R. & SCHULZE, T. 2004. How to link biomanipulation and sustainable fisheries management: a step-by-step guideline for lakes of European temperate zone. *Fisheries Management and Ecology*, 11: 261-275.
- MORALES, C. 2003. Ocorrência de cianotoxinas e efeito do aporte de nutrientes N:P na biomassa e composição do fitoplâncton de cinco ambientes lacustres do Estado do Rio Grande do Norte. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal, 51p.
- NORTHCOTT, M.; BEVERIDGE, M.C.M. & ROSS, L. 1991. A laboratory investigation of the filtration and ingestion rates of the tilapia, *Oreochromis niloticus*, feeding on two species of blue-green algae. *Environmental Biology of Fishes*, 31: 75-85.
- OKUDA, T. 1963. *Nota sobre as condições hidrográficas no açude Acari - R.G. do Norte*. Departamento Nacional de Obras Contra as Secas (DNOCS), Ministério da Integração Nacional, Fortaleza, Brasil. *Trabalhos Técnicos*, 3(1): 33-38.
- SANT'ANNA, C.L. & AZEVEDO, M.T.P. 2000. Contributions



- to the knowledge of toxic cyanobacteria from Brazil. *Nova Hedwigia*, 71 (3-4): 359-385.
- SAKER, M.; NEILAN, B. & GRIFFITHS, D. 1999. Two morphological forms of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) isolated from Solomon Dam, Palm Island, Queensland. *Journal of Phycology*, 35: 599-606.
- SOUZA, N.R. 2004. Ingestão de cianobactérias filamentosas por tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus*): Uma alternativa para o controle de cianobactérias em reservatórios? Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 52p.
- STARLING, F. 2001. Development of biomanipulation strategies for the remediation of eutrophication problems in an urban reservoir, Lago Paranoá, Brazil. Institute of Aquaculture, University of Stirling, Scotland. Ph.D. thesis. 159p.
- STARLING, F.; LAZZARO, X.; CAVALCANTI, C. & MOREIRA, R. 2002. Contribution of omnivorous tilapia to eutrophication of a shallow reservoir: evidence from a fish kill. *Freshwater Biology*, 47: 2443-2452.
- TURKER, H.; EVERSOLE, A.G. & BRUNE, D.E. 2003a. Comparative Nile tilapia and silver carp filtration rates of Partitioned Aquaculture System phytoplankton. *Aquaculture*, 220: 449-457.
- TURKER, H.; EVERSOLE, A.G. & BRUNE, D.E. 2003b. Filtration of green and cyanobacteria by Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*, in the Partitioned Aquaculture System. *Aquaculture*, 213: 93-101.
- XIE, P. & LIU, J. 2001. Practical success of biomanipulation using filter-feeding fish to control cyanobacteria blooms. *The Scientific World*, 1: 337-356.

*Submetido em 02/07/2007*

*Aceito em 04/09/2007*