

FLORAÇÕES DE CIANOBACTÉRIAS TÓXICAS NO RESERVATÓRIO DO FUNIL: DINÂMICA SAZONAL E CONSEQUÊNCIAS PARA O ZOOPLÂNCTON

Aloysio da Silva Ferrão-Filho^{1*}, Maria Carolina Soares², Maria Isabel de Almeida Rocha³, Valéria de Freitas Magalhães³, Sandra Maria Feliciano de Oliveira & Azevedo³

¹Laboratório de Avaliação e Promoção da Saúde Ambiental, Departamento de Biologia – Instituto Oswaldo Cruz, FIOCRUZ, Av. Brasil 4365, Mangueiras. CEP 21045-900. Rio de Janeiro, RJ, Brasil

²Laboratório de Ecologia Aquática, Departamento de Biologia, Instituto de Ciências Biológicas – Universidade Federal de Juiz de Fora. CEP 36036-900. Juiz de Fora, MG, Brasil

³Laboratório de Ecofisiologia e Toxicologia de Cianobactérias, Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho, CCS, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Ilha do Fundão. CEP 21949-900. Rio de Janeiro, RJ, Brasil

*E-mail: aloysio@ioc.fiocruz.br

RESUMO

O Reservatório do Funil, situado no vale do Rio Paraíba do Sul, município de Resende (RJ), tornou-se ao longo das últimas duas décadas um ambiente eutrófico, com florações recorrentes de cianobactérias. Este estudo apresenta uma série temporal de dados físicos, químicos e biológicos do reservatório, abrangendo um período amostral de quatro anos (junho/02 a março/06). Mensalmente, foram realizadas medidas de condutividade elétrica, transparência da coluna d'água, temperatura, pH, oxigênio dissolvido, e coletas de água para análise de nutrientes (N e P), clorofila-*a*, cianotoxinas do seston e do plâncton de rede, e da composição da comunidade fitoplanctônica e zooplanctônica. Foram também realizados testes de toxicidade com cladóceros nativos e de origem temperada. Os resultados mostraram que o elevado e constante aporte de N e P favorece a ocorrência de cianobactérias durante todo ano. Entretanto, a variabilidade temporal está principalmente relacionada às alterações de temperatura, caracterizando dois períodos distintos: quente-chuvoso, com floração de cianobactérias e frio-seco, com reduzidas biomassas. Entre as cianobactérias presentes estão espécies potencialmente produtoras de hepatotoxinas (microcistinas), como *Microcystis* spp., e de neurotoxinas (saxitoxinas), como *Anabaena circinalis* e *Cylindrospermopsis raciborskii*. Foram encontradas concentrações elevadas de microcistinas e saxitoxinas no fitoplâncton e microcistinas no zooplâncton, sugerindo que pode haver transferência trófica destas toxinas na cadeia alimentar. Os testes de toxicidade revelaram que as florações de cianobactérias exerceram efeitos tóxicos para os cladóceros, como alta mortalidade, redução da taxa de crescimento populacional (*r*) e paralisia dos movimentos natatórios, que parecem estar relacionados ao mecanismo de ação das cianotoxinas presentes.

Palavras-chave: Cianobactérias, microcistinas, saxitoxinas, zooplâncton, testes de toxicidade.

ABSTRACT

CYANOBACTERIAL BLOOMS IN THE FUNIL WATER RESERVOIR: SEASONAL DYNAMICS AND CONSEQUENCES FOR ZOOPLANKTON. The Funil water reservoir, located in the Paraíba do Sul River Valley in the municipality of Resende (Rio de Janeiro State, Brazil), has become eutrophic during the last two decades and undergone recurrent blooms of cyanobacteria. This study presents temporal series of physical, chemical and biological data from the reservoir encompassing an overall period of four years (from June/02 to March/06). Monthly, measurements of conductivity, transparency, temperature, pH, dissolved oxygen, and water samples for the analyses of nutrients (N and P), chlorophyll-*a*, phytoplankton and zooplankton composition and cyanotoxins in seston and in net plankton were performed. Toxicity tests with native and temperate cladoceran species were also performed. The results showed that the high input of N and P favored the persistent dominance of cyanobacteria. A temporal pattern was observed mainly related to changes in water temperature, characterizing two distinct periods: a warm-wet period with cyanobacterial bloom, and a cold-dry period with general reduced biomass. Cyanobacteria included potential hepatotoxins (microcystins) producers like *Microcystis* spp., and potential neurotoxins (saxitoxins) producers like *Anabaena circinalis* and

Cylindrospermopsis raciborskii. In fact, elevated concentrations of microcystins and saxitoxins were found in the phytoplankton, and high levels of microcystins in the zooplankton, suggesting that these toxins may be transferred through the food chain. The toxicity tests revealed that the cyanobacterial blooms had toxic effects on cladocerans, causing death, reduction in the rate of population increase (r), and paralysis, in agreement with the mechanism of action of the cyanotoxins present.

Keywords: Cyanobacteria, microcystins, saxitoxins, zooplankton, toxicity tests.

RESUMEN

FLORACIONES DE CIANOBACTERIAS TOXICAS EN EL EMBALSE DE FUNIL: DINAMICA ESTACIONAL Y SUS CONSECUENCIAS PARA EL ZOOPLANCTON. El Embalse de Funil, localizado en el valle del Río Paraíba do Sul, municipio de Resende (RJ), se convirtió en un ambiente eutrófico a lo largo de las últimas dos décadas, con floraciones recurrentes de cianobacterias. Este estudio presenta una serie temporal de datos físicos, químicos y biológicos del embalse abarcando un período de cuatro años (Junio/02 a Marzo/06). Durante dicho período, se tomaron mensualmente medidas de conductividad eléctrica, transparencia de la columna de agua, temperatura, pH, oxígeno disuelto, muestras de agua para análisis de nutrientes (N y P), clorofila-*a*, de la composición de la comunidad fitoplanctónica y zooplanctónica y cianotoxinas en el seston y colectas en red de plancton. También fueron realizados ensayos de toxicidad con cladóceros nativos así como también con una especie de zonas templada. Los resultados encontrados evidencian que el elevado y constante aporte de N y P favorece la ocurrencia de cianobacterias durante todo el año. Sin embargo, los patrones temporales están principalmente relacionados con el cambio en la temperatura, caracterizando dos períodos diferentes: cálido-húmedo, con floraciones de cianobacterias, y frío-seco, con una biomasa reducida. Entre las cianobacterias presentes están las especies potencialmente productoras de hepatotoxinas (microcistinas), como *Microcystis* spp., y de neurotoxinas (saxitoxinas), como *Anabaena circinalis* e *Cylindrospermopsis raciborskii*. Fueron encontradas concentraciones elevadas de microcistinas y saxitoxinas en el fitoplancton y microcistinas en el zooplankton, sugiriendo que puede existir transferencia trófica de dichas toxinas en la cadena alimenticia. Los ensayos de toxicidad revelaron que las floraciones de cianobacterias ejercieron efectos tóxicos sobre los cladóceros, como alta mortalidad, reducción de la tasa de crecimiento poblacional (r) y parálisis de los movimientos natatorios, que parecen estar relacionados con el mecanismo de acción de las cianotoxinas presentes.

Palabras claves: Cianobacterias, microcistinas, saxitoxinas, zooplankton, ensayo de toxicidad.

INTRODUÇÃO

Reservatórios são sistemas artificiais complexos, caracterizados por três componentes ecológicos principais: a bacia de drenagem e sua rede hídrica, o reservatório propriamente dito e o sistema a jusante. Esses três subsistemas operam em conjunto, e a dinâmica dos reservatórios depende dessas interações. Representam uma inserção nova no ecossistema e, sob o ponto de vista do ecossistema hídrico, promovem consideráveis alterações no regime hidrológico e na dinâmica da bacia de drenagem (Henry 1995).

Como sistemas complexos, os reservatórios são redes interativas de componentes estruturais, físico-químicos e biológicos. Seu funcionamento é determinado por funções de força naturais e artificiais que determinam sua dinâmica de circulação e estratifi-

cação térmica, resultantes dos regimes climatológicos e hidrológicos. Além disso, as represas são sistemas com capacidade de auto-organização e permanente estruturação e reestruturação de seus componentes nos eixos vertical e horizontal. Os elementos são reciclados nos reservatórios em relação ao volume, circulação, tempo de retenção e biomassa (Tundisi 2006).

A homeostase nos reservatórios é dependente da interação entre processos físicos, químicos e biológicos, sendo que a magnitude da resposta às funções de força naturais e artificiais depende de fatores como a idade do reservatório, morfometria, tipo de construção, altura das saídas de água, tempo de retenção, volume e da magnitude dos impactos gerados em sua bacia hidrográfica. A variabilidade temporal dos reservatórios é uma fonte permanente de oscilações complexas, com estados de organização

transientes do ponto de vista hidrodinâmico, químico e biológico (Tundisi *et al.* 2003). Deste modo, as represas incorporam, em seus componentes biológicos, populações e comunidades, as conseqüências dos impactos nas bacias hidrográficas e dos usos múltiplos da água (Matsumura-Tundisi & Tundisi 2003).

As atividades humanas nas bacias de drenagem produzem, com freqüência, o enriquecimento (principalmente em N e P) das águas de lagos, rios, reservatórios e estuários, tendo como conseqüência uma mudança nas suas características tróficas, processo esse denominado de eutrofização cultural ou artificial (Tundisi & Matsumura-Tundisi 1992). Uma resposta comum a eutrofização dos corpos d'água é o aparecimento de florações de cianobactérias. Entre os gêneros mais comuns de cianobactérias formadoras de florações estão *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Microcystis* e *Planktotrix* (Beyruth *et al.* 1992). No Brasil, *Microcystis aeruginosa* tem sido reconhecida como a principal espécie formadora de florações, dominando a maioria dos ambientes (Beyruth *et al.* 1992, Tundisi & Matsumura-Tundisi 1992, Aguiar *et al.* 1993, Ferrão-Filho *et al.* 2002a, Marinho & Huszar 2002). Recentemente, *Cylindrospermopsis raciborskii* tem sido considerado um táxon importante da comunidade fitoplânctonica em lagos e reservatórios (Bouvy *et al.* 2000, Huszar *et al.* 2000, Marinho & Huszar 2002). Ambas podem ser potencialmente produtoras de toxinas, sendo que a maioria das florações de *Microcystis* spp. têm sido reportada como produtora de microcistinas (Aguiar *et al.* 1993, Ferrão-Filho *et al.* 2002a) e *Cylindrospermopsis raciborskii*, no Brasil, têm sido reportada como produtora de saxitoxinas (Lagos *et al.* 1999, Molica *et al.* 2002).

A presença de cianotoxinas em mananciais de abastecimento público tem se tornado um problema crescente no Brasil e existe uma preocupação, tanto dos governantes quanto da opinião pública, de que estas toxinas possam afetar a saúde humana, seja através do consumo de água contaminada, seja através do consumo de pescado (Magalhães *et al.* 2001, 2003). A ocorrência de casos de contaminação de humanos por água de abastecimento público já é um fato no Brasil, como a tragédia ocorrida em Caruaru (PE) em 1996 (Jochimsem *et al.* 1998, Carmichael *et al.* 2001) e um episódio de intoxicação de pacientes de hemodiálise no Rio de Janeiro em 2001 (Soares *et al.* 2006). Portanto, o monitoramento contínuo das florações

de cianobactérias em reservatórios de abastecimento público assume grande relevância na medida em que geram subsídios para a compreensão das causas e conseqüências da presença de cianobactérias tóxicas, assim como auxiliam no delineamento de medidas mitigadoras dos impactos nestes ecossistemas e, conseqüentemente, na saúde humana.

O presente estudo tem como objetivo apresentar dados relativos aos projetos desenvolvidos no Reservatório do Funil ao longo de um período amostral que vai de Junho de 2002 a Março de 2006. Neste estudo, serão apresentadas e discutidas as características físicas e químicas da água, as comunidades fitoplânctônica e zooplânctônica, toxinas de cianobactérias no seston, fitoplâncton e zooplâncton, e testes de toxicidade com cladóceros. Com base nestes dados, tentaremos responder às seguintes perguntas:

- 1) Existe padrão sazonal nas variáveis físicas e químicas e nas comunidades biológicas no Reservatório do Funil?
- 2) Existe uma relação quali-quantitativa entre as variações nas comunidades fitoplânctônicas e zooplânctônicas?
- 3) Existe transferência de toxinas do fitoplâncton para o zooplâncton?
- 4) Quais os efeitos das toxinas presentes no reservatório para as populações de cladóceros?

MATERIAL E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

O Reservatório do Funil (Figura 1), situado no município de Resende-RJ, é formado pelo Rio Paraíba do Sul na divisa entre os estados do Rio de Janeiro e São Paulo. Sua bacia de drenagem é de cerca de 16.680km², a maior parte da qual situada em território paulista. O lago do reservatório possui cerca de 40km² e uma profundidade média de 22m e máxima de 70m na área próxima a barragem.

Foi concluído em 1969, com a finalidade de servir de fonte de abastecimento para a cidade de Resende e produzir energia elétrica, mas também é responsável pela regularização do Rio Paraíba do Sul, atenuando o impacto de cheias e possibilitando a transposição de volume de água para o conjunto de reservatórios do Sistema Light, que acabam por desaguar no Rio Guandu, a principal fonte de abastecimento de água do município do Rio de Janeiro.

Devido à sua posição estratégica, o reservatório do Funil serve como um decantador natural de sedimentos, sendo considerado uma verdadeira barragem à poluição recebida do Vale do Paraíba Paulista, melhorando a qualidade das águas do Rio Paraíba do Sul a jusante do reservatório. Destaca-se ainda, como importante fator de impacto sobre o reservatório, a reduzida cobertura vegetal dos solos da sua bacia de drenagem. Os solos dessas áreas, cujas matas foram substituídas pelo plantio de café e, atualmente, por pastagens, estão sujeitos de modo significativo a processos erosivos.

Em função da entrada de grande quantidade de nutrientes oriundos de sua bacia de drenagem, situação que o eleva a categoria de hipereutrófico, o Reservatório do Funil vêm apresentando intensas florações de cianobactérias, sendo algumas espécies potencialmente produtoras de toxinas. Os estudos desenvolvidos até o presente apontam para uma situação preocupante no Reservatório do Funil. Entre os principais problemas encontrados estão a presença de metais (chumbo, cobre, cromo, mercúrio, níquel e zinco) no sedimento e contaminação de peixes por cádmio, cobre, mercúrio e zinco (Alerj 2006), presença de hepatotoxinas (microcistinas) e neurotoxinas (saxitoxinas) no fitoplâncton, acumulação de microcistinas no zooplâncton (Rocha 2007), com efeitos tóxicos para cladóceros (Ferrão-Filho *et al.* 2008, 2009).

VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS, NUTRIENTES E CLOROFILA-A

Coletas mensais foram realizadas entre junho/02 a março/06, na sub-superfície, em uma estação próxima à barragem (Figura 1) para mensuração das variáveis físicas, químicas, fitoplâncton e zooplâncton. Amostras para análises de nutrientes e clorofila-*a* foram coletadas na mesma estação, mas somente no período de junho/02 a junho/03. Temperatura da água, pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido foram medidos com *multi-sensor probe* YSI 6920, e a transparência da água estimada através da profundidade de extinção do disco de Secchi. As concentrações dos nutrientes fósforo total (FT), fósforo solúvel reativo (FSR), nitrogênio total (NT), íon amônio (NH_4^+), nitrato (NO_3^-) e nitrito (NO_2^-) foram avaliadas através de técnicas padrão de espectrometria descritas em APHA (1995). O nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) foi obtido através da soma dos valores dos íons amônio, nitrato e nitrito. As concentrações de clorofila-*a* foram determinadas por método colorimétrico após extração em acetona 90% (Lorenzen 1967).

FITOPLÂNCTON

Amostras para análise do fitoplâncton foram acondicionadas em frascos escuros de 100ml e fixadas

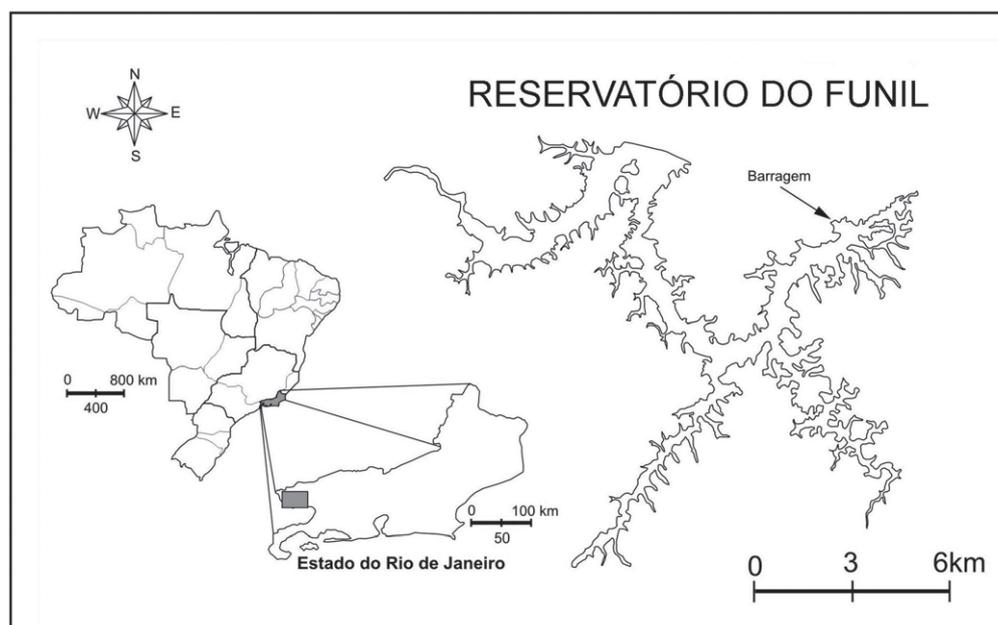


Figura 1. Localização do Reservatório do Funil com a indicação do ponto de coleta, situado próximo à barragem.
Figure 1. Geographical location of the Funil Reservoir and location of the sampling site, situated near the dam (barragem) (indicated with an arrow).

com solução de Lugol. As densidades das populações (indivíduos mL⁻¹ e células mL⁻¹) foram estimadas através do método de sedimentação (Utermöhl 1958) em microscópio invertido sob aumento de 400x. Pelo menos 100 indivíduos da espécie dominante foram contados em cada amostra (erro < 20%, Lund *et al.* 1958). Os organismos foram identificados de acordo com as características morfológicas e morfométricas das fases vegetativa e reprodutiva.

ZOOPLÂNCTON

Para analisar a densidade do zooplâncton foram coletados 20 litros de água da sub-superfície do reservatório, e concentrados em rede de plâncton com abertura de malha de 68µm. O concentrado foi acondicionado em frascos de vidro, contendo solução de formol 2%-4%. Para identificação e contagem dos organismos, foi utilizado microscópio óptico, sendo os animais identificados em nível de espécie, sempre que possível. Para a quantificação foi utilizada uma câmara de Sedgwick-Rafter reticulada com capacidade para 1mL. Para melhor confiabilidade dos resultados, essas contagens foram feitas três vezes por amostra.

TOXINAS

Análises de microcistinas e saxitoxinas foram realizadas com amostras de seston, fitoplâncton e zooplâncton (somente microcistinas). Amostras de seston foram obtidas filtrando-se volumes de 1 a 20L de água em membrana de borosilicato (Sartorius AG, Goettingen, Alemanha), sendo os filtros congelados para posterior análise de microcistinas e saxitoxinas por Cromatografia Líquida de Alta Performance (HPLC) segundo métodos descritos em Krishnamurthy *et al.* (1986) e Oshima (1995).

Amostras de plâncton coletadas com redes de 25 e 300µm foram coletadas como descrito abaixo. Para coleta e separação dos organismos planctônicos foram feitos arrastos horizontais na sub-superfície com redes de malha de 25 e 300µm para obtenção de biomassa e posterior quantificação de microcistinas. No entanto, como a separação do fitoplâncton e zooplâncton por rede não é eficiente, alíquotas dos concentrados de cada uma das redes utilizadas foram colocadas em funis de decantação, onde se acrescentou água gasosa comercial em baixa temperatura. Dessa

forma, após algum tempo o zooplâncton narcotizado presente na amostra se depositava no fundo, enquanto o fitoplâncton permanecia em suspensão. Todo esse material separado teve seu volume medido, sendo congelado e liofilizado para posterior extração de microcistina. Essa extração foi realizada com a adição de metanol acidificado com ácido trifluoroacético (TFA) 1%, sendo o extrato seco e ressuspensão em água ultra-pura. Esse extrato aquoso foi purificado em cartuchos contendo resina HP20 e o extrato metanólico resultante foi novamente seco e ressuspensão em água ultra-pura para posterior análise e quantificação por ELISA (kit de placas Beacon®).

TESTES DE TOXICIDADE COM CLADÓCEROS

Testes de toxicidade aguda e crônica foram realizados para verificar a toxicidade das florações de cianobactérias para cladóceros planctônicos. Estes testes foram realizados nos seguintes períodos: entre novembro/2002 e outubro/2003, com espécies nativas (*Daphnia gessneri* e *Moina micrura*) isoladas de um reservatório oligo-mesotrófico (Res. de Ribeirão das Lages), e entre abril/2005 a março/2006 com as espécies nativas e com uma espécie de origem temperada (*D. pulex*). Testes agudos, semi-estáticos, foram realizados para se estimar a Concentração Letal ou Efetiva a 50% da população (CL₅₀ ou CE₅₀, respectivamente) num período de 48 horas. Nos testes realizados entre nov/2002 e out/2003, 10 organismos com idade inferior a 24 horas foram colocados em amostras de água do reservatório, pré-filtradas em rede de 200µm, diluídas em diferentes proporções com meio de cultivo contendo alimento (clorofíceas), em tubos de ensaio de 30ml. Foram feitas quatro réplicas para cada diluição, sendo que os controles consistiram em animais expostos somente a água de cultivo com clorofíceas. Após 24 e 48 horas, o número de indivíduos ativos, mortos ou imobilizados foi contabilizado. A CL₅₀ foi estimada através de análise PROBIT (SPSS Statistical Package, v.8.0).

Os testes de toxicidade crônica foram realizados entre novembro/2002 e outubro/2003, com as mesmas amostras e diluições do teste agudo, e tiveram duração de 10 a 15 dias. Animais nascidos num período de 0 a 12 horas foram colocados individualmente em tubos de ensaio de 30ml contendo as amostras de água do reservatório, sendo renovadas diariamente.

Os animais foram acompanhados diariamente para verificar o surgimento de ovos na câmara embrionária (idade da primeira reprodução) e a liberação de neonatos, os quais foram contados para se obter a produção de prole. Os dados de sobrevivência e fecundidade média foram utilizados para o cálculo da taxa intrínseca de aumento populacional (r), de acordo com a técnica de análise *bootstrap* (Taberner *et al.* 1993). A Concentração Efetiva (CE_{50}), ou seja, a concentração (diluição) capaz de causar uma redução de 50% em r foi calculada, quando possível, através de análise PROBIT (SPSS Statistical Package, v.8.0).

Os testes realizados entre abril/2005 e março/2006 consistiram em testes agudos desenhados com o objetivo de se detectar efeitos de paralisia nos cladóceros, já que nos experimentos anteriores este fenômeno foi observado, porém não quantificado. Nestes testes os animais foram expostos por 2 a 3 horas a diferentes concentrações/diluições da água do reservatório e observados quanto a sua mobilidade (número de indivíduos natantes). Após este período, os animais foram transferidos para água de diluição (água filtrada do reservatório) e observados por um período de 24 horas para verificar a recuperação da natação. O Tempo Efetivo (TE_{50}), ou tempo que causa a imobilização de 50% dos indivíduos expostos à concentração de 100% de água do reservatório, foi estimado por PROBIT (SPSS Statistical Package, v.8.0).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O Reservatório do Funil se caracterizou como um sistema eutrófico, com reduzida transparência da água, elevadas concentrações de nutrientes e clorofila-*a* (Tabela I; Figura 2). A variabilidade temporal esteve basicamente relacionada aos períodos quente-chuvoso e frio- seco. A temperatura da água variou de 20,3°C em julho/04 a 31,2°C em fevereiro/03. Soares *et al.* (2008) demonstraram, no período de junho/02 a julho/03, o padrão de variabilidade vertical do reservatório, quando a coluna d'água esteve estratificada nos meses de verão, apresentando vários graus de mistura nos outros períodos, de acordo com o padrão observado para outros reservatórios brasileiros profundos (Henry 1995). O pH foi levemente ácido durante a maior parte do ano, atingindo valores acima de 9,0 com a proximidade do período quente (máximo 9,9 em novembro/02). A condutividade elétrica

apresentou pouca variabilidade ao longo do ano, com mínimo de 44,3 $\mu\text{S cm}^{-1}$ em julho/05 e tendência a aumento nos meses de verão (99,3 e 138,0 $\mu\text{S cm}^{-1}$ em novembro/02 e dezembro/04, respectivamente). Os valores de oxigênio dissolvido não mostraram uma sazonalidade bem definida, sendo que o menor valor encontrado foi de 2,4 mg L^{-1} em março/03 e maior valor foi de 13,4 mg L^{-1} em setembro/02. A transparência da água foi reduzida durante os meses de verão, com menores valores nos meses de novembro/02 (0,5m), janeiro/04 (1,2m) e dezembro/04 (0,6m) (Figura 2). O aporte de nutrientes foi elevado e constante durante o período de junho/02 a julho/03, com valores médios de fósforo e nitrogênio totais de 4,3 ($\pm 6,1$) e 34,8 ($\pm 6,6$) μM , respectivamente (Tabela I). A clorofila-*a* atingiu valores elevados durante o verão, com valores máximos de 51,7 e 78,3 mg L^{-1} em novembro e dezembro de 2002, respectivamente, o que caracteriza este sistema como eutrófico (Vollenweider 1982).

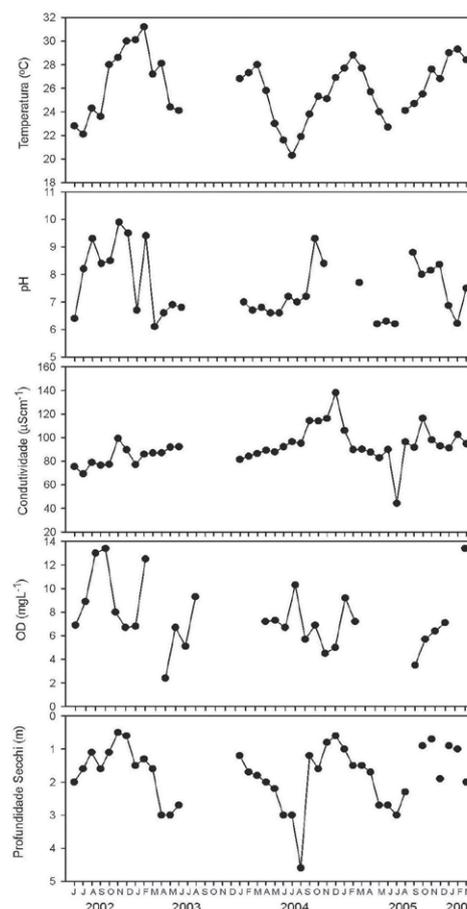


Figura 2. Variação mensal nos valores de temperatura da água, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido (O.D.) e profundidade do disco de Secchi no Reservatório do Funil.

Figure 2. Monthly variation in water temperature, pH, conductivity, dissolved oxygen (O.D.) and depth of the Secchi disc in the Funil Reservoir.

Tabela I. Variação mensal nos valores de fósforo total (FT), fósforo solúvel reativo (FSR), nitrogênio total (NT), nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) e clorofila-*a* (Clor-*a*) no Reservatório do Funil.

Table I. Monthly variation in the concentrations of total phosphorous (FT), reactive soluble phosphorous (FSR), total nitrogen (NT), inorganic dissolved nitrogen (NID), and chlorophyll-*a* (Clor-*a*) in samples from the Funil water reservoir during the study period.

Meses/Ano	FT (μM)	FSR (μM)	NT (μM)	NID (μM)	Clor- <i>a</i> ($\mu\text{g L}^{-1}$)
Junho/02	22,0	2,0	29,2	2,2	18,7
Julho/02	4,0	0,3	-	1,9	5,9
Agosto/02	0,8	1,0	-	2,4	18,7
Setembro/02	1,6	0,4	26,6	1,6	10,4
Outubro/02	5,1	2,4	51,5	2,8	19,2
Novembro/02	3,7	1,1	40,5	2,7	52,0
Dezembro/02	1,0	2,1	33,0	0,8	78,3
Janeiro/03	2,2	0,4	30,0	4,2	4,4
Fevereiro/03	1,4	1,1	32,7	1,4	2,0
Março/03	1,1	0,4	29,4	1,8	1,5
Abril/03	-	2,2	38,4	3,9	0,2
Maio/03	-	1,2	36,3	2,3	2,1
Junho/03	-	1,2	35,4	1,9	0,5
Julho/03	22,0	1,2	29,2	2,2	18,7

Grande parte aporte de nutrientes do Reservatório do Funil provém do Rio Paraíba do Sul, após este receber todo tipo de esgoto proveniente de uma das áreas mais populosas e industrializadas do país. O processo de eutrofização do reservatório que vem ocorrendo nas últimas décadas (FEEMA 1987, 1989, Branco *et al.* 2002, Rocha *et al.* 2002), com incremento nas concentrações de nutrientes e aumento de clorofila-*a*, ocasionou a mudança do estado mesotrófico para eutrófico. Este problema, entretanto, não é exclusivo do Reservatório do Funil. Devido à alta densidade populacional e a intensa atividade industrial na região, a qualidade da água de muitos outros reservatórios no Sudeste do Brasil está comprometida devido ao alto aporte de nutrientes (Figueredo & Giani 2001, Calijuri *et al.* 2002, Marinho & Huszar 2002).

SAZONALIDADE DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA

No final da década de 70 o Reservatório do Funil apresentava reduzida produção primária, baixas concentrações de fósforo e comunidade fitoplanctônica dominada por algas verdes (FEEMA 1987), enquanto análises realizadas entre 1987 e 1991 já mostravam elevados valores de fósforo e dominância de cianobactérias (FEEMA 1989). Durante este estudo, a comunidade fitoplanctônica

do Reservatório do Funil foi primariamente formada por cianobactérias, que foram responsáveis por mais de 90% da densidade fitoplanctônica total durante a maior parte do período (Figura 3A). De maneira geral, maiores densidades foram observadas nos meses de outubro a fevereiro, correspondendo aos meses de temperaturas mais elevadas. A preferência das cianobactérias por temperaturas mais elevadas, mesmo nos trópicos, tem sido extensivamente demonstrada (Reynolds 1987, Branco & Senna 1994, Bouvy *et al.* 2000, Huszar *et al.* 2000, Marinho & Huszar 2002, Reynolds 2006, Paerl & Huisman 2008). Além disto, verificou-se uma tendência ao aumento da densidade de cianobactérias ao longo dos últimos anos, com *Anabaena circinalis*, *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Microcystis* spp. como os principais táxons de cianobactérias presentes no Reservatório do Funil. *Anabaena*, *Cylindrospermopsis* e *Microcystis* são os gêneros que mais frequentemente formam florações, tendo sido registrados em inúmeros sistemas aquáticos brasileiros (Branco & Senna 1994, Huszar & Silva 1999, Bouvy *et al.* 1999, Komárková *et al.* 1999, Magalhães *et al.* 2001, Bouvy *et al.* 2000, Marinho & Huszar 2002, Molica *et al.* 2002). Cepas destes mesmos gêneros, isoladas de diferentes corpos d'água no Brasil, já foram descritas como produtoras de microcistinas, saxitoxinas e anatoxina-a(s) (Aguiar *et al.* 1993, Lagos *et al.* 1999, Molica *et al.* 2005).

Durante este estudo, os três táxons estiveram

presentes na maior parte do tempo, entretanto, houve uma tendência à dominância de *Microcystis* spp. nos meses quente-chuvosos e co-dominância de *A. circinalis* e *C. raciborskii* no restante do ano (Figura 3B). Florações de *Microcystis* têm sido constantemente registradas no reservatório (Klapper 1998, Branco *et al.* 2002, Rocha *et al.* 2002) e durante este estudo, este táxon foi responsável pelas densidades fitoplanctônicas mais elevadas e conseqüente aumento nos valores de pH e redução da disponibilidade de luz. Vários eventos de dominância de cianobactérias tem

sido associados a valores elevados de pH. Entretanto, Caraco & Miller (1998) apontam para o fato de que a relação pode não ser causativa e, se causativa, não é claro se o pH ou CO₂ é a força causativa desta relação. Argumentos em fisiologia suportam tanto um fator direto do CO₂ devido à melhor habilidade das cianobactérias em competirem em reduzidas concentrações de CO₂ (King 1970, Shapiro 1973) como também um fator indireto da redução de CO₂ (Goldman 1973, Shapiro 1984).

As três principais espécies fitoplanctônicas do

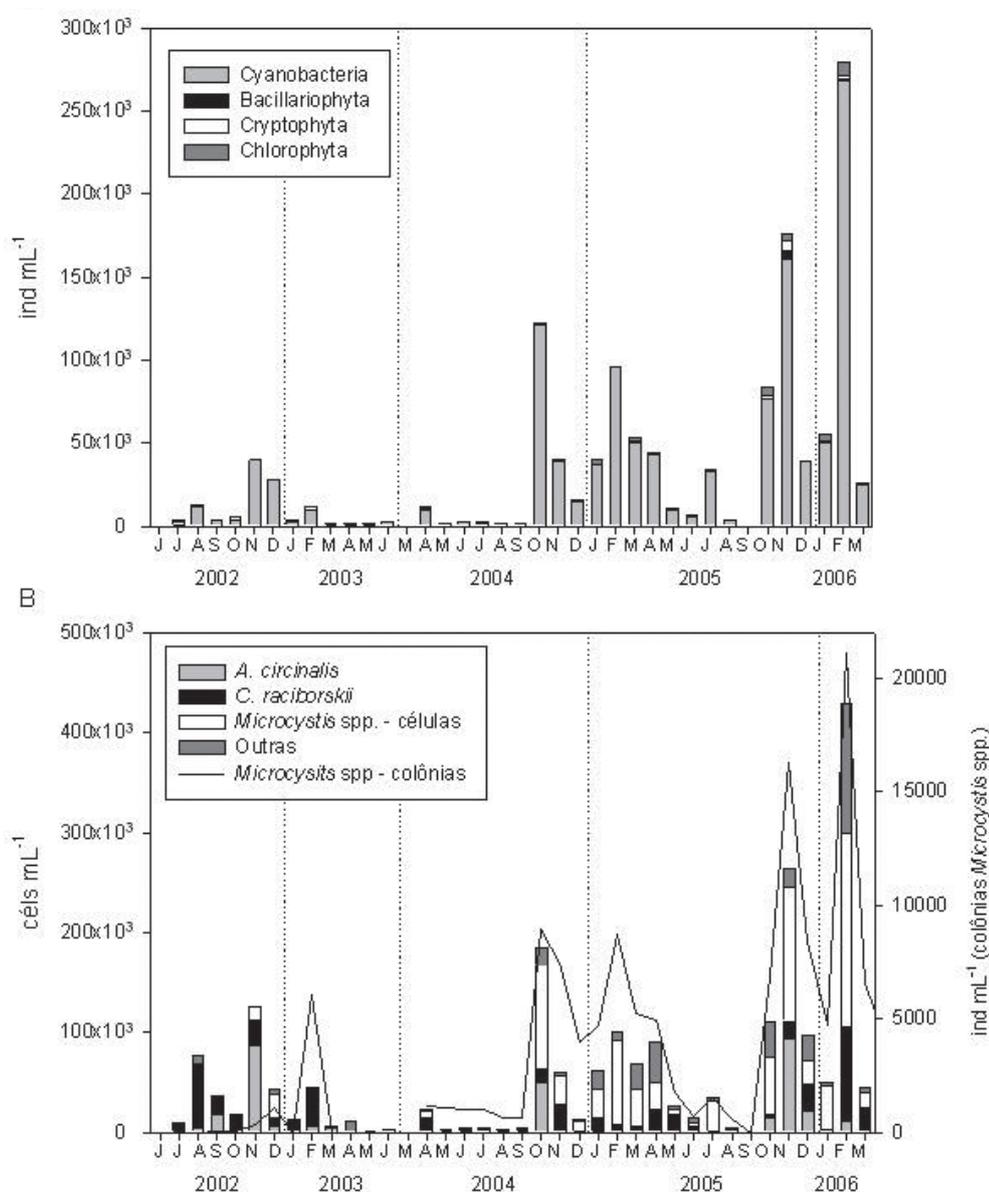


Figura 3. Variação mensal da: A) densidade (ind mL⁻¹) dos grupos fitoplanctônicos e B) densidade (células mL⁻¹) de *Anabaena circinalis*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, células isoladas de *Microcystis* spp. e outras cianobactérias, bem como da densidade (ind mL⁻¹) das colônias de *Microcystis* spp. no Reservatório do Funil.

Figure 3. Monthly variation of: A) density (individuals mL⁻¹) of phytoplanktonic groups, and B) density (cells mL⁻¹) of *Anabaena circinalis*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, single cells of *Microcystis* spp., and other cyanobacteria. Also including density (individuals mL⁻¹) of colonies of *Microcystis* spp. in the Funil Reservoir.

Reservatório do Funil possuem características similares como tamanho, presença de aerótopos que promovem o rápido ajuste da posição vertical na coluna d'água e potencialidade para produzir toxinas. Enquanto o elevado tamanho e toxicidade podem conferir certa resistência à herbivoria pelo zooplâncton (Hansson *et al.* 2007), a produção de compostos alelopáticos pode inibir o crescimento de outras algas (Leflaive & Ten-Hage 2007). Todas estas características conferem às cianobactérias maior vantagem competitiva em relação a outros grupos fitoplanctônicos, favorecendo sua dominância em ambientes eutróficos.

SAZONALIDADE DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA

Houve uma variação sazonal marcada na comunidade zooplânctônica, porém diferenciada de acordo com os grupos taxonômicos (Figura 4). A variação sazonal da densidade e na composição da comunidade zooplânctônica é bastante comum, já que o zooplâncton pode ser limitado pela qualidade dos recursos alimentares (DeMott *et al.* 2001, Ferrão-Filho *et al.* 2003, Park *et al.* 2003), predação (Lynch 1979, Gliwicz & Pijanowska 1989, Steiner 2003) e variação nas características físicas e químicas da água

(Culver 1980, Ferrão-Filho *et al.* 2002a). O aumento na densidade dos copépodos calanóides adultos no reservatório do Funil parece ter sido relacionada à densidade de *Microcystis* nos meses mais quentes. Apesar das cianobactérias serem consideradas de baixo valor nutricional para o zooplâncton, os copépodos podem selecionar seu alimento e consumir cianobactérias não-tóxicas (DeMott & Moxter 1991). Ferrão-Filho *et al.* (2002a) observaram uma correlação positiva entre cianobactérias e copépodos na Lagoa de Jacarepaguá (RJ) e explicaram tal fato como um efeito indireto do aumento da disponibilidade de bactérias e detritos, que podem ser consumidos por copépodos ciclopóides omnívoros. Além disso, Panosso *et al.* (2003), em estudos com copépodos calanóides deste reservatório, indicaram que as cianobactérias não são necessariamente um recurso alimentar inadequado para estes organismos, demonstrando que estes podem consumir eficientemente colônias pequenas de *Microcystis* e filamentos de *C. raciborskii*.

Em termos de composição taxonômica, a comunidade foi constituída de 2 táxons de copépodos, 27 espécies de rotíferos e 6 espécies de cladóceros. As populações de copépodos foram as que estiveram sempre em maior densidade, principalmente as formas jovens. Essa dominância é bastante comum em corpos

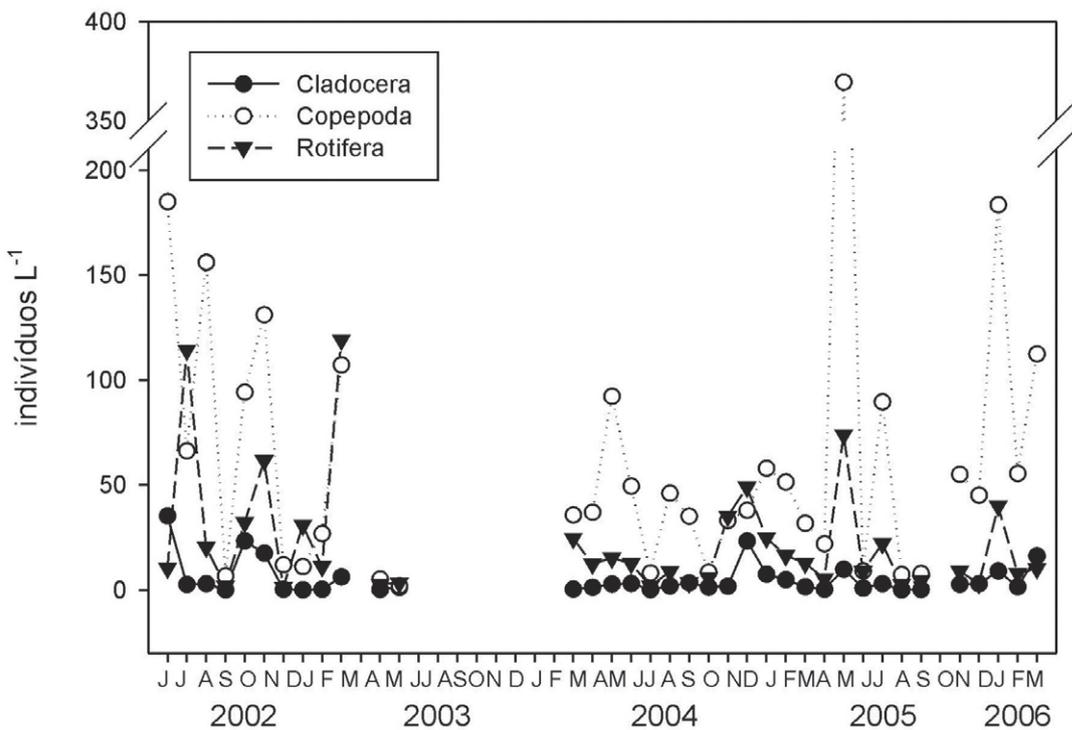


Figura 4. Variação mensal da densidade (ind L⁻¹) dos principais grupos zooplânctônicos (copépodos, rotíferos e cladóceros) no Reservatório do Funil. **Figure 4.** Monthly variation in density (individuals L⁻¹) of the main zooplanktonic groups (copepods, rotifers and cladocerans) in the Funil Reservoir.

d'água tropicais (Bouvy *et al.* 2001, Mattos *et al.* 1997, Branco 1991).

A maior riqueza de espécies de rotíferos é bastante comum em reservatórios brasileiros (Sendacz 1984, Matsumura-Tundisi & Tundisi 1976, Branco & Senna 1994). Dentre os rotíferos, destacaram-se as espécies *Polyarthra* sp., *Conochillus unicornis* e 3 espécies de *Keratella*. De acordo com Gilbert (1994), os rotíferos são freqüentemente os principais componentes do plâncton de ecossistemas lacustres, preferencialmente quando grandes cladóceros são raros ou ausentes.

Os cladóceros estiveram presentes em reduzidas densidades e, principalmente a partir janeiro de 2005, os mais constantes foram os de pequeno porte, como *Ceriodaphnia cornuta* e *Bosmina hagmani*. Experimentos laboratoriais indicaram que espécies de cladóceros pequenos são menos sensíveis às cianotoxinas e podem resistir melhor a longos períodos sem alimento (Ferrão-Filho *et al.* 2000, Guo & Xie 2006). Além disso, existem evidências de que as cianobactérias e suas toxinas causam mudanças na estrutura da comunidade zooplanctônica, que passa de uma comunidade dominada por filtradores generalistas de grande porte (p.ex: *Daphnia*), para uma comunidade dominada por seletores de partículas de pequeno porte (Leonard & Pearl 2005, Hansson *et al.* 2007). Este fato corrobora os dados apresentados, visto que desde 2004 as florações de cianobactérias tornaram-se constantes e houve reduzida densidade dos demais grupos fitoplanctô-

nicos e cladóceros de grande porte. Rocha (2007) sugeriu que as espécies que constituem a comunidade zooplanctônica do Reservatório do Funil já estão adaptadas e conseguem conviver com as florações de cianobactérias tóxicas, pois já foi demonstrado que algumas espécies de zooplâncton podem desenvolver resistência fisiológica a cianotoxinas ou adaptações comportamentais para evitar a ingestão de células tóxicas (Reinikainen *et al.* 1998).

ANÁLISE DE CIANOTOXINAS NO SESTON, FITOPLÂNCTON E ZOOPLÂNCTON

O séston apresentou baixas concentrações de microcistinas e saxitoxinas na primeira parte do período de estudo, sendo que a maioria das amostras apresentou concentrações abaixo do limite de detecção do HPLC. Somente em novembro e dezembro de 2002 o séston apresentou concentrações detectáveis de microcistinas (1,2 e 4,5 $\mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente). A concentração de saxitoxinas do séston variou de zero (abaixo do limite de detecção) a 3,48 $\mu\text{g L}^{-1}$. A concentração de toxinas no fitoplâncton de rede, entretanto, foi relativamente elevada, ficando a de microcistinas entre 172 e 3.800 $\mu\text{g g}^{-1}$ e a de saxitoxinas entre zero (abaixo do limite de detecção) e 82,6 $\mu\text{g g}^{-1}$.

As concentrações de microcistinas no séston, apesar de serem baixas, foram semelhantes a outros estudos em corpos d'água brasileiros (Ferrão-Filho

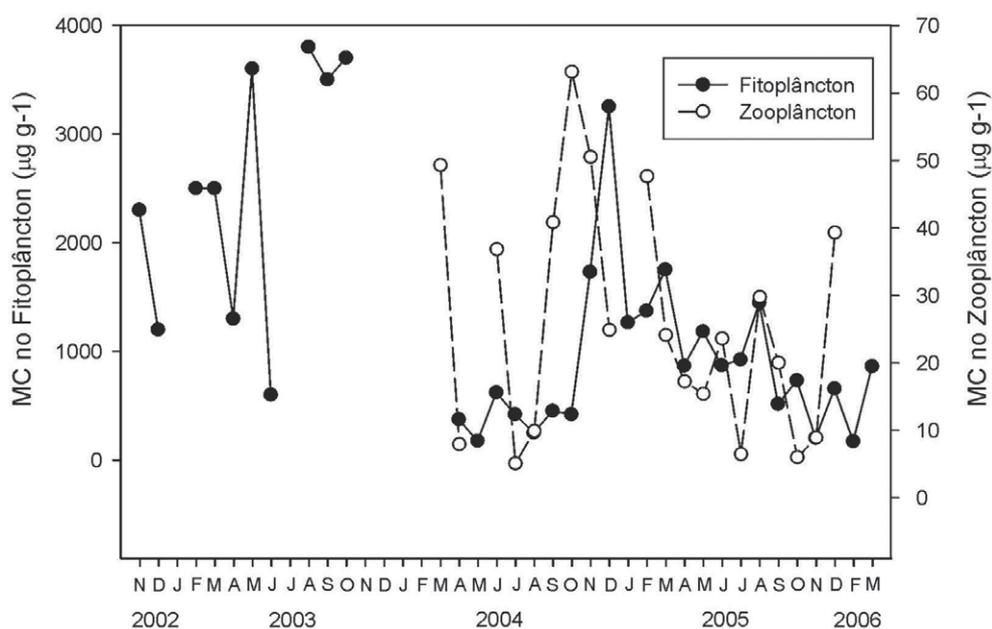


Figura 5. Variação mensal nas concentrações de microcistinas (MC) nas frações fitoplanctônica e zooplanctônica do Reservatório do Funil.
Figure 5. Monthly variation in the concentration of microcystins (MC) in the phytoplanktonic and zooplanktonic fractions in the Funil Reservoir.

et al. 2002a, Okomura *et al.* 2006, Sotero-Santos *et al.* 2006). As concentrações de microcistinas encontradas no plâncton do Reservatório do Funil, apesar de serem relativamente elevadas, estão dentro da faixa sugerida por Christoffersen (1996) para amostras fitoplanctônicas (<1 a 8.600µg g⁻¹ de peso seco). Num estudo em seis reservatórios brasileiros da região Sudeste, Rocha *et al.* (2006) encontraram concentrações menores de microcistinas do que as encontradas no Reservatório do Funil.

As concentrações de microcistinas nas comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica apresentaram grande variação durante o período de estudo (Figura 5). Entretanto, observa-se que há uma tendência da concentração de microcistinas em ambas as comunidades de seguirem um padrão sazonal, com maiores valores nos meses mais quentes. Cabe ressaltar que a concentração na fração fitoplanctônica foi duas ordens de grandeza maior que a da fração zooplanctônica. Apesar disso, a presença de toxinas em concentrações mensuráveis no zooplâncton indica que houve transferência de microcistinas da comunidade fitoplanctônica para a zooplanctônica.

Nos meses em que a fração zooplanctônica apresentou as maiores concentrações de microcistinas, observou-se que ocorreram reduzidas densidades de organismos zooplanctônicos. Este fato sugere que o zooplâncton do Reservatório do Funil parece ter sido afetado pelo aumento na concentração de microcistinas. No estudo de Ferrão-Filho *et al.* (2002a) foi encontrada uma correlação positiva entre a concentração de microcistinas e a densidade de copépodos (copepoditos+adultos), embora não tenha sido encontrada correlação significativa entre a concentração de microcistinas e a densidade de cladóceros e rotíferos na lagoa de Jacarepaguá. Entretanto, o zooplâncton desta lagoa também acumulou quantidades consideráveis de microcistinas, compatíveis com as encontradas neste estudo (Ferrão-Filho *et al.* 2002b).

TESTES DE TOXICIDADE COM CLADÓCEROS

Efeitos agudos foram detectados nos meses mais quentes, como em novembro e dezembro de 2002 (Figura 6), quando a densidade de cianobactérias foi elevada, principalmente *Microcystis* spp., e quando foi detectada presença de microcistinas no seston. Nestes meses houve mortalidade elevada em *M. micrura* nos

tratamentos com água do Funil, com uma CL₅₀(48h) de 91,2% e 79,4%, respectivamente. Nestes mesmos meses, houve também uma redução na taxa de crescimento populacional (*r*), com CE₅₀ de 21,4% em novembro e 4,6% em dezembro. No período de fevereiro a outubro de 2003, os efeitos foram predominantemente crônicos, com redução da taxa de reprodução em alguns meses como fevereiro (CE₅₀=36,6-105,2%), março (CE₅₀=104,4%), maio e junho, em que houve uma redução significativa somente na concentração de 100% de água bruta do reservatório, agosto (CE₅₀=139,4-149,2%) e outubro (CE₅₀=20,3-36,3%). Os efeitos e sintomas encontrados neste período estão resumidos na tabela II. De um modo geral, os efeitos foram relacionados com as cianobactérias dominantes em cada período e com o mecanismo de ação das suas toxinas (Ferrão-Filho *et al.* 2009).

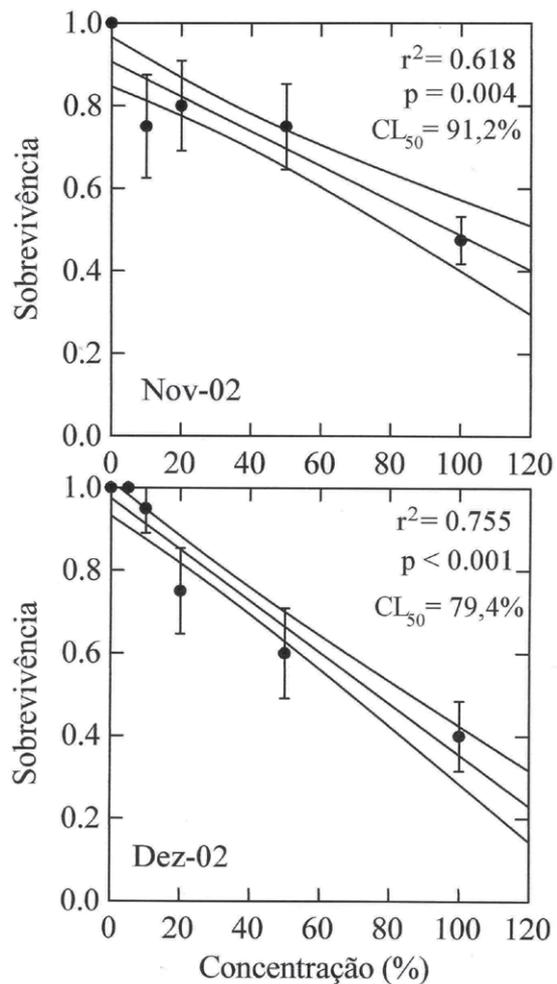


Figura 6. Testes de toxicidade aguda realizados nos meses de novembro e dezembro de 2002, com o cladóceros *Moina micrura*, submetido a diferentes diluições da água do reservatório.

Figure 6. Acute toxicity tests with the cladoceran *Moina micrura* when exposed to different dilutions of water samples from the Funil Reservoir, taken in November/2002 and December/2002.

Tabela II. Valores de CL_{50} (48h) dos testes agudos e CE_{50} dos testes crônicos e efeitos/sintomas observados nos cladoceros durante o período de novembro/02 a outubro/03. Nos meses em que os valores de CL_{50} (48h) e CE_{50} não são fornecidos, ou estes valores não puderam ser calculados, devido à ausência de efeito, ou o teste não foi realizado. Dados baseados em Ferrão-Filho *et al.* (2009).

Table II. Values of CL_{50} (48h) of acute toxicity tests and CE_{50} of chronic toxicity tests and effects/symptoms observed in cladocerans during the period of November/2002 to October/2003. In some cases CL_{50} (48h) and CE_{50} were not given, as they could not be calculated (no effects observed) or the toxicity tests were not performed. Based on Ferrão-Filho *et al.* (2009).

Meses/Ano	Testes agudos		Testes crônicos		Descrição dos efeitos/sintomas (- negativo; + positivo)
	CL ₅₀ (48h) em % de água do Reservatório do Funil		CE ₅₀ em % de água do reservatório de Funil		
	<i>Moina micrura</i>	<i>Daphnia gessneri</i>	<i>Moina micrura</i>	<i>Daphnia gessneri</i>	
Novembro/02	91,2	---	21,4	---	(-) morte, redução na taxa de reprodução
Dezembro/02	79,4	---	4,6	---	(-) morte, redução na taxa de reprodução
Janeiro/03	---	---	---	---	Nenhum efeito observado
Fevereiro/03	---	---	36,6	105,2	(-) morte, redução na taxa de reprodução, paralisia em <i>M. micrura</i>
Março/03	---	---	104,4	---	(-) redução na taxa de reprodução, paralisia em <i>M. micrura</i>
Abril/03	---	---	---	---	Nenhum efeito observado
Mai/03	---	---	---	152,1	(-) redução na taxa de reprodução de <i>D. gessneri</i> ; (-) para <i>M. micrura</i> na conc. de 100%
Junho/03	---	---	---	---	(-) redução na taxa de reprodução na conc. de 100%
Agosto/03	---	---	139,4	149,2	(-) morte, redução na taxa de reprodução, paralisia em <i>M. micrura</i>
Setembro/03	---	---	---	---	(+) para <i>M. micrura</i>
Outubro/03	---	---	36,3	20,3	(-) morte, redução na taxa de reprodução

Vários estudos mostram que as microcistinas são responsáveis por aumento da mortalidade e redução da fecundidade de várias espécies de zooplâncton (Gilbert 1994, DeMott *et al.* 1991, Ferrão-Filho *et al.* 2000, Nadini 2000, Ferrão-Filho & Azevedo 2003). Outros estudos mostram que a microcistina pode causar ruptura no epitélio digestivo (Chen *et al.* 2005, Rohrlack *et al.* 2005), diminuição dos batimentos cardíacos e dos movimentos dos apêndices torácicos, das mandíbulas, das segundas antenas e da parte anterior do tubo digestivo de *Daphnia* (Ghadouani *et al.* 2004, Rohrlack *et al.* 2005). As saxitoxinas, por sua vez, podem não só causar efeitos adversos na sobrevivência e crescimento de *Daphnia* (Nogueira *et al.* 2004) como também diminuir o batimento dos apêndices torácicos e causar aumento nos movimentos dos pós-abdomem (Haney *et al.* 1995).

A tabela III apresenta os valores de TE_{50} durante o período de abril/05 a março/06. Durante este período foram detectados efeitos em todos os meses, com rápida imobilização dos animais durante o período de exposição (2-3 horas) e posterior recuperação da natação após 24 horas (Figuras 7 e 8). Observa-se que o efeito foi mais

rápido (i.e. menor valor de TE_{50}) quando ocorreram maiores densidades de cianobactérias produtoras de saxitoxinas (Tabela III). Apesar deste efeito rápido, a mortalidade foi baixa em todas as concentrações, o que indica que este efeito se deve, provavelmente, a presença das saxitoxinas, que são neurotoxinas que tem como mecanismo de ação o bloqueio reversível dos canais de sódio nos neurônios, impedindo a propagação do impulso nervoso (Adelman *et al.* 1982, Carmichael 1992). Estes efeito reversível foi descrito por Ferrão-Filho *et al.* (2008) para cladóceros expostos a uma cepa de *C. raciborskii* (T3), produtora de saxitoxinas, isolada do reservatório Billings (SP) e para uma amostra do reservatório do Funil. Estes autores também encontraram pequena inibição da atividade da enzima acetilcolinesterase com a amostra de séston do Funil, o que indica que outras substâncias podem estar presentes na água do Funil, como compostos organofosforados, carbamatos ou anatoxina-a(s), também capazes de causar inibição desta enzima. Entretanto, além deste efeito ter sido pequeno, é pouco provável que o efeito de imobilização reversível seja causado por anatoxina-a(s), já que

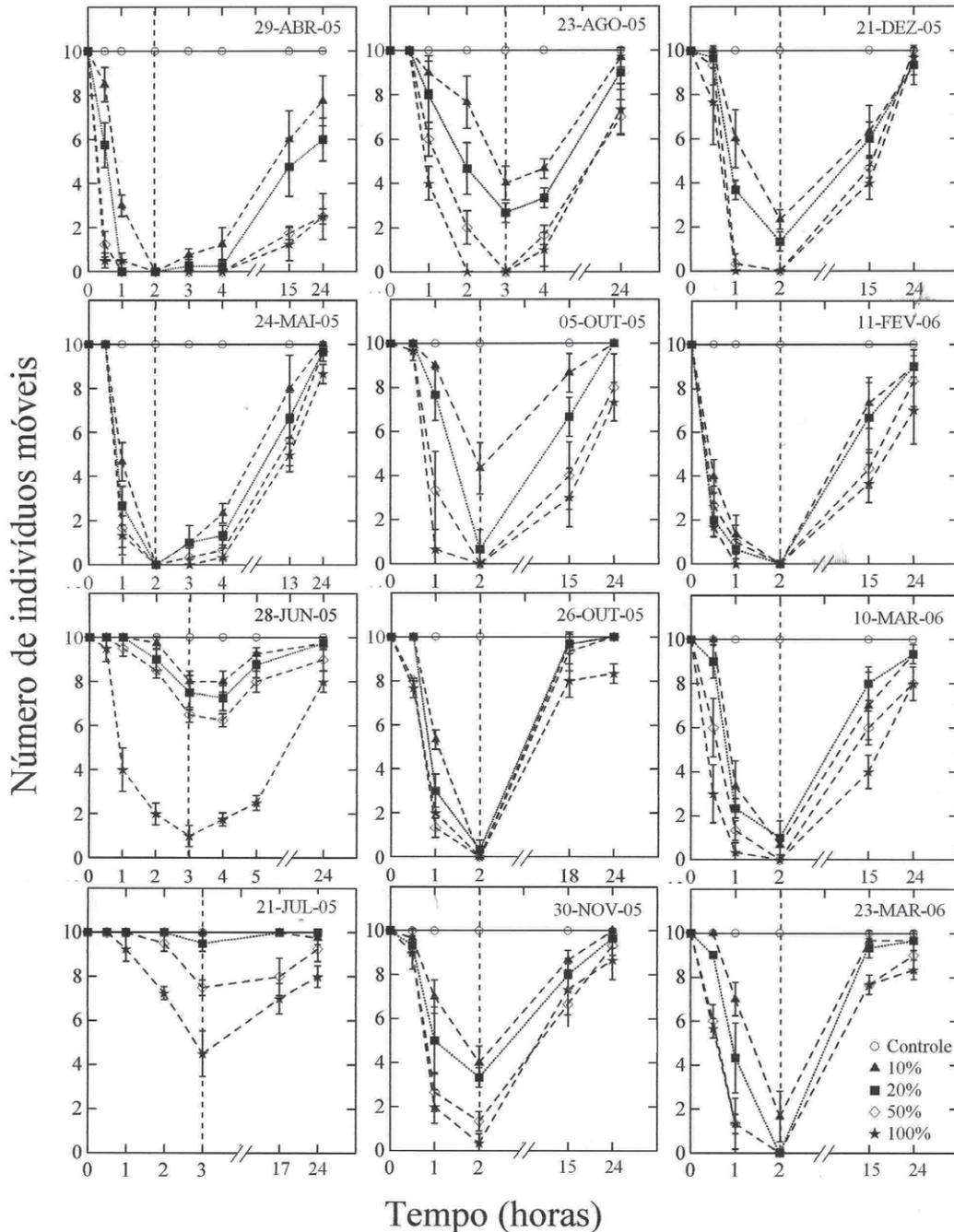


Figura 7. Testes de toxicidade aguda realizados durante o período de abril/05 a março/06 para se detectar efeito de paralisia no cladótero *Daphnia pulex* submetido a diferentes diluições da água do reservatório. A linha pontilhada vertical indica a separação entre o período de exposição (0-2 ou 3 horas) e o período de recuperação (2 ou 3-24 horas).

Figura 7. Acute toxicity tests with the cladoceran *Daphnia pulex* to detect paralysis effect when exposed to different dilutions of water samples from the Funil Reservoir, taken between April/2005 and March/2006. Vertical dotted line indicates when the cladocerans were left to recover for 21 to 22 hours after being exposed for 2 to 3 hours.

nenhuma espécie potencialmente produtora desta toxina estava presente na água do reservatório durante o período de estudo. Além disso, nenhum efeito foi encontrado quando se utilizou água filtrada do reservatório, demonstrando que o efeito de paralisia não se deve a substâncias (ex: pesticidas) encontradas na fração dissolvida e sim

a substâncias presentes no seston (Ferrão-Filho *et al.* 2009). Portanto, o efeito paralisante observado decorre, provavelmente, da ação das saxitoxinas, paralisando os músculos das segundas antenas utilizadas para a natação destes animais (Ferrão-Filho *et al.* 2008).

De um modo geral, *D. pulex* foi a espécie

Tabela III. Valores de TE₅₀ em 100% de água do reservatório, taxa de mortalidade ao final de 24h e densidade dos principais táxons de cianobactérias potencialmente produtoras de cianotoxinas durante os testes agudos realizados no período de abril/05 a março/06. Os valores entre parênteses referem-se aos intervalos de confiança de 95% para a TE₅₀ calculados por PROBIT. NE=não estimado por ausência de efeito ou por efeito abaixo de 50%.

Table III. Values of TE₅₀ in 100% of water samples from the Funil water reservoir; along with mortality rates after 24h and densities of the main potentially cyanobacteria producing cyanobacteria during acute tests performed between April/2005 and March/2006. Values given between brackets indicate 95% confidence intervals of TE₅₀ calculated using PROBIT. NE = not estimated, due to absence of observed effect or less than 50% observed effect.

Data	TE ₅₀ (horas) em 100% de água do Reservatório do Funil		Taxa de mortalidade (%)				Densidade de cianobactérias potencialmente produtoras de cianotoxinas (células mL ⁻¹)			
	<i>Daphnia pulex</i>	<i>Moina micrura</i>	<i>D. gessneri</i>	<i>D. pulex</i>	<i>M. micrura</i>	<i>Anabaena circinalis</i>	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	<i>Microcystis</i> spp.		
29-Abril-05	0,33 (0,22 – 0,45)	1,10 (0,85-1,39)	---	<10	<10	0	39.917	518		
24-Maio-05	0,82 (0,71 – 0,90)	1,76 (0,78 – 1,90)	---	13	0	0	8610	1.796		
28-Junho-05	1,23 (0,99 – 1,51)	NE	<10	<10	0	0	2.061	1.794		
21-Julho-05	2,49 (2,10 – 3,46)	---	0	20	---	0	1.288	1.224		
23-Agosto-05	0,95 (0,81 – 1,03)	1,89 (1,65 – 2,29)	---	<10	0	1.656	15.971	24.877		
05-Outubro-05	0,78 (0,68 – 0,87)	NE	<10	0	0	9.642	8.243	74.281		
26-Outubro-05	0,74 (0,63 – 0,85)	1,56 (1,29 – 1,97)	<10	0	0	56.295	25.225	46.292		
30-Novembro-05	0,87 (0,26 – 2,35)	2,64 (1,99 – 4,89)	0	27	0	8.909	75.264	24.627		
21-Dezembro-05	0,61 (0,54 – 0,80)	2,57 (1,51 – 3,83)	0	0	0	691	6.451	18.202		
11-Fevereiro-06	0,35 (0,25 – 0,44)	1,23 (0,94 – 1,63)	0	<10	<10	1.383	152.314	31.071		
10-Março-06	0,43 (0,27 – 0,58)	1,86 (1,44 – 2,88)	0	<10	33	0	63.504	15.456		
23-Março-06	0,61 (0,50 – 0,72)	1,36 (1,15 – 1,60)	0	0	<10	0	7.644	13.230		

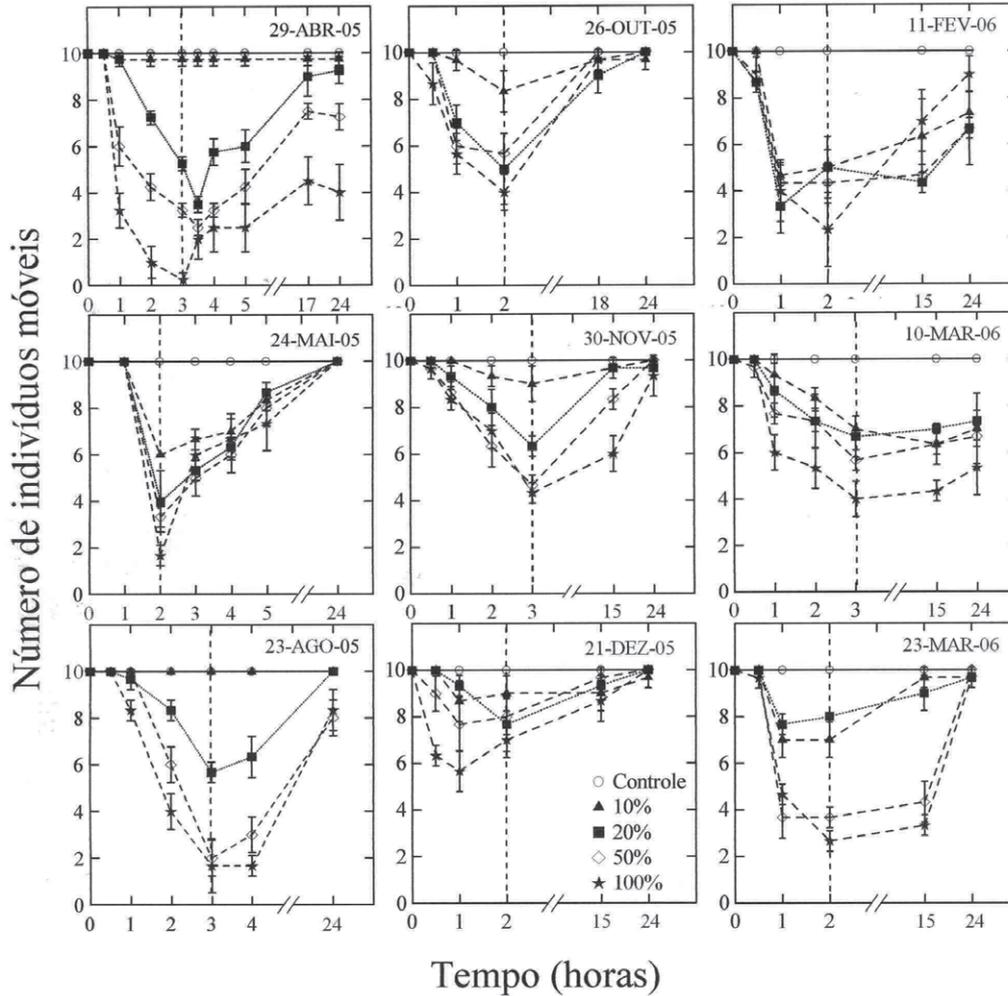


Figura 8. Testes de toxicidade aguda realizados durante o período de abril/05 a março/06 para se detectar efeito de paralisia no cladóceros *Moina micrura* submetido a diferentes diluições da água do reservatório. A linha pontilhada vertical indica a separação entre o período de exposição (0-2 ou 3 horas) e o período de recuperação (2 ou 3-24 horas).

Figure 8. Acute toxicity tests with the cladoceran *Moina micrura* to detect paralysis effect when exposed to different dilutions of water samples from the Funil Reservoir, taken between April/2005 and March/2006. Vertical dotted line indicates when the cladocerans were left to recover for 21 to 22 hours after being exposed for 2 to 3 hours.

mais sensível, sofrendo maior efeito de paralisia que as espécies nativas. Entre as espécies nativas, *M. micrura* foi a que apresentou maior sensibilidade, enquanto *D. gessneri* não sofreu nenhum efeito de imobilização e apresentou baixa mortalidade (<10%) nos tratamentos com água do reservatório. As mesmas diferenças entre estas espécies foram observadas nos estudos de Ferrão-Filho *et al.* (2008, 2009), em que foram testadas amostras do reservatório do Funil e uma cepa de *C. raciborskii* produtora de saxitoxinas. Estas diferenças na sensibilidade entre espécies de cladóceros demonstram que este pode ser um fator determinante na composição da comunidade zooplactônica do Reservatório do Funil.

CONCLUSÕES

Este estudo demonstrou que a dinâmica das variáveis físicas e químicas e das comunidades biológicas no Reservatório do Funil segue um padrão sazonal. O elevado e constante aporte de N e P favorece a ocorrência de cianobactérias durante todo o ano. Entretanto, a variabilidade temporal está principalmente relacionada às alterações de temperatura, caracterizando dois períodos bem distintos. No período quente-chuvoso (outubro a março), observou-se elevada concentração de cianobactérias e conseqüentemente menor disponibilidade luminosa e aumento do pH, provavelmente relacionados à floração. Biomassas reduzidas e alta disponibili-

dade luminosa foram observadas nos meses de abril a setembro, que caracteriza o período frio-seco.

A comunidade zooplânctônica demonstrou ser dominada por copépodos e rotíferos na maior parte do ano, principalmente no período quente-chuvoso. Os rotíferos foram mais representativos em termos de riqueza de espécies e os cladóceros foram pouco numerosos na maior parte do ano, predominando as espécies de pequeno porte. Este padrão é característico de corpos d'água dominados por cianobactérias, e reflete, em certa medida, a pobre oferta de recursos alimentares de alto valor nutritivo. Por outro lado, os efeitos observados nos testes de toxicidade com a água do reservatório corroboram a hipótese de que as cianotoxinas podem ser responsáveis pela predominância de espécies mais resistentes, como copépodos e rotíferos, em detrimento das espécies sensíveis, como os cladóceros.

As concentrações de microcistinas encontradas no fitoplâncton e zooplâncton do Reservatório do Funil foram compatíveis com as encontradas em outros estudos, porém não houve padrão sazonal característico nem correlação significativa entre a concentração desta toxina no zooplâncton e a concentração no fitoplâncton. Portanto, apesar da transferência de microcistinas na cadeia trófica ser possível, não houve evidência de biomagnificação no zooplâncton, sendo necessários mais estudos e quantificação mais precisa de microcistinas na fração sestônica e no zooplâncton para se chegar a uma conclusão.

AGRADECIMENTOS: Este estudo teve apoio financeiro da FAPERJ (Proc. E26/150.705/02) e bolsa FAPERJ (Proc. E26/151.218/05). Agradecemos também o apoio técnico de Jobson M. Barbosa, Ricardo F.G. de Souza nas coletas de campo e pelas análises de microcistinas, e à Andrea A. Gomes pelas análises de saxitoxinas.

REFERÊNCIAS

- ADELMAN, W.J.Jr.; FOHLMEISTER, J.F.; SASNER, J.J.Jr. & IKAWA, M. 1982. Sodium channel is blocked by aphantoxin obtained from the blue-green alga *Aphanizomenon flos-aquae*. *Toxicon*, 20: 513-516.
- AGUIAR, D.G.; BOBEDA, C.R.R. & AZEVEDO, S.M.F.O. 1993. Toxicity of *Microcystis aeruginosa* strains isolated from bodies of water in Rio de Janeiro. *Toxicon*, 31: 107-108.
- ALERJ (ASSEMBLÉIA LEGISLATIVA DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO). 2006. Rio Paraíba do Sul – Reservatório do Funil: poluição e degradação ambiental. Comissão Permanente de Defesa do Meio Ambiente, Poder Legislativo. 29p.
- APHA (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION). 1999. *Standard Methods for Examination of Waste and Wastewater*. 20th Edition. American Public Health Association, Washington DC. 1220p.
- BEYRUTH, Z.; SANT'ANNA, C.L.; AZEVEDO, M.T.P.; CARVALHO, M.C. & PEREIRA, H.A.S.L. 1992. Toxic algae in freshwaters of São Paulo State. Pp. 53-64. In: M. Cordeiro-Marino, M.T.P. Azevedo, C.L. Sant'Anna, N.Y. Tomita & E.M. Plastino, (eds.), *Algae and Environment: a General Approach*. Sociedade Brasileira de Ficologia/CETESB, São Paulo. 131p.
- BOUVY, M.; MOLICA, R.; DE OLIVEIRA, S.; MARINHO, M. & BEKER, B. 1999. Dynamics of a toxic cyanobacteria 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.; PAGANO, M. & TROUSSELLIER, M. 2001. Effects of a cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) on bacteria and zooplankton communities in Ingazeira reservoir (northeast Brazil). *Aquatic Microbial Ecology*, 25: 215-227
- BRANCO, C.W.C. 1991. *A comunidade planctônica e a qualidade da água no Lago Paranoá, Brasília-DF, Brasil*. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília. 279p.
- BRANCO, C.W.C. & SENNA, P.A.C. 1994. Factors influencing the development of *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Microcystis aeruginosa* in the Paranoá Reservoir, Brasília, Brazil. *Algological Studies*, 75: 85-96.
- BRANCO, C.W.C.; ROCHA, M.I.A.; PINTO, G.F.S.; GÔMARA, G.A. & DE FILIPPO, R. 2002. Limnological features of Funil Reservoir (R.J., Brazil) and indicator properties of rotifers and cladocerans of the zooplankton community. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*, 7: 87-92.
- CALIJURI, M.C.; DOS SANTOS, C.A. & JATI, S. 2002. Temporal changes in the phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, S.P. - Brazil). *Journal of Plankton Research*, 24: 617-634.
- CARACO, N.F. & MILLER, R. 1998. Effects of CO₂ on competition between a cyanobacterium and eukaryotic

- phytoplankton. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55: 54-62.
- CARMICHAEL, W.W. 1992. Cyanobacteria secondary metabolites: the cyanotoxins. *Applied Bacteriology*, 72: 445-454.
- CARMICHAEL, W.W.; AZEVEDO, S.M.F.O.; NA, J.S.; MOLICA, R.J.R.; JOCHIMSEN, E.M.; LAU, S.; RINEHART, K.I.; SHAW, G.R. & EAGLESHAM, G.K. 2001. Human fatalities from cyanobacteria: chemical and biological evidence for cyanotoxins. *Environmental Health Perspectives*, 109: 663-668.
- CHEN, W.; SONG, L.; OU, D. & GAN, N. 2005. Chronic toxicity and responses of several important enzymes in *Daphnia magna* on exposure to sublethal microcystin-LR. *Environmental Toxicology*, 20: 323-330.
- CHRISTOFFERSEN, K. 1996. Ecological implications of cyanobacterial toxins in aquatic food webs. *Phycologia*, 35: 42-50.
- CULVER, D. 1980. Seasonal variation in the sizes at birth and at first reproduction in Cladocera. Pp. 358-366. In: W. C. Kerfoot (ed.), *Evolution and Ecology of zooplankton communities*. American Society of Limnology and Oceanography, Special Symposium 3. University Press of New England, Hanover, NH. 793p.
- DEMOTT, W.R. & MOXTER, F. 1991. Foraging cyanobacteria by copepods: responses to chemical defenses and resource abundance. *Ecology*, 72: 1820-1834.
- DEMOTT, W.R.; ZHANG, Q.X. & CARMICHAEL, W.W. 1991. Effects of toxic cyanobacteria and purified toxins on the survival and feeding of a copepod and three species of *Daphnia*. *Limnology and Oceanography*, 36: 1346-1357.
- DEMOTT, W.R.; GULATI, R.D. & DONK, E.V. 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.
- FEEMA (FUNDAÇÃO ESTADUAL DE ENGENHARIA DO MEIO AMBIENTE). 1987. *Qualidade das águas do estado do Rio de Janeiro: relatório técnico 1980/1986*. FEEMA/DEP, Rio de Janeiro. 213p.
- FEEMA (FUNDAÇÃO ESTADUAL DE ENGENHARIA DO MEIO AMBIENTE). 1989. *Qualidade das águas do estado do Rio de Janeiro: relatório técnico 1987/1989*. FEEMA/DEP, Rio de Janeiro. 156p.
- FIGUEREDO, C.C. & GIANI, A. 2001. Seasonal variation in the diversity and species richness of phytoplankton in a tropical eutrophic reservoir. *Hydrobiologia*, 445: 165-174.
- FERRÃO-FILHO, A.S. & AZEVEDO S.M.F.O. 2003. Effects of unicellular and colonial forms of toxic *Microcystis aeruginosa* from laboratory cultures and natural populations on tropical cladocerans. *Aquatic Ecology*, 37: 23-35.
- FERRÃO-FILHO, A.S.; AZEVEDO, S.M.F.O. & DEMOTT, W. 2000. Effects of toxic and non-toxic cyanobacteria on the life history of tropical and temperate cladocerans. *Freshwater Biology*, 45: 1-19.
- FERRÃO-FILHO, A.S.; DOMINGOS, P. & AZEVEDO, S.M.F.O. 2002a. Influences of a *Microcystis aeruginosa* Kützing bloom on zooplankton populations in Jacarepaguá Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil). *Limnologia*, 32: 295-308.
- FERRÃO-FILHO, A.S.; SUZUKI, B.K. & AZEVEDO, S.M.F.O. 2002b. Accumulation of microcystins by a tropical zooplankton community. *Aquatic Toxicology*, 59: 201-208.
- FERRÃO-FILHO, A.S.; ARCIFA, M. S. & FILETO, C. 2003. Resource limitation and food quality for cladocerans in a tropical Brazilian lake. *Hydrobiologia*, 491: 201-210.
- FERRÃO-FILHO, A.S.; COSTA, S.M.; RIBEIRO, M.G.L. & AZEVEDO S.M.F.O. 2008. Effects of a saxitoxin-producer strain of *Cylindrospermopsis raciborskii* (cyanobacteria) on the swimming movements of cladocerans. *Environmental Toxicology*, 23: 161-168.
- FERRÃO-FILHO, A.S.; SOARES, M.C.S.; MAGALHÃES, V.F. & AZEVEDO S.M.F.O. 2009. Biomonitoring of cyanotoxins in two tropical reservoirs by cladoceran toxicity bioassays. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 72: 479-489.
- GILBERT, J.J. 1994. Susceptibility of planktonic rotifers to a toxic strain of *Anabaena flos-aquae*. *Limnology and Oceanography*, 39: 1286-1297.
- GLIWICZ, Z.M. & PIJANOWSKA, J. 1989. The role of predation in zooplankton succession. Pp. 253-295. In: U. Sommer (ed.), *Plankton Ecology: Succession in Plankton Communities*. Springer-Verlag, New York. 369p.
- GHADOUANI, A.; PINEL-ALLOUL, B.; PLATH, K.; CODD, G.A. & LAMPERT, W. 2004. Effects of *Microcystis aeruginosa* and purified microcystin-LR on the feeding behavior of *Daphnia pulex*. *Limnology and Oceanography*, 49: 666-679.
- GOLDMAN, J.C. 1973. Carbon dioxide and pH: effect on species succession of algae. *Science*, 182: 306-307.
- GUO, N. & XIE, P. 2006. Development of tolerance against toxic *Microcystis aeruginosa* in three cladocerans and the ecological implications. *Environmental Pollution*, 142: 513-518.

- HANEY, J.F.; SASNER, J.J. & IKAWA, M. 1995. Effects of products released by *Aphanizomenon flos-aquae* and purified saxitoxin on the movements of *Daphnia carinata* feeding appendages. *Limnology and Oceanography*, 40, 263-272.
- HANSSON, L.; GUSTAFSSON, S.; RENGFOR, K. & BOMARK, L. 2007. Cyanobacterial chemical warfare affects zooplankton community composition. *Freshwater Biology*, 52: 1290-1301.
- HENRY, R. 1995. The thermal structure of some lakes and reservoirs in Brazil. Pp. 351-365. In: J.G. Tundisi, C.E.M. Bicudo & T.M. Tundisi (eds), *Limnology in Brazil*. Brazilian Academy of Sciences and Brazilian Limnological Society, Rio de Janeiro. 376p.
- HENRY, R. 1999. Heat budgets, thermal structure and dissolved oxygen in Brazilian reservoirs. Pp. 125-151. In: J.G. Tundisi, M. Straskraba. (Org.). *Theoretical reservoir ecology and its applications*. 11 ed., v. 1, Backhuys Publishers. 585p.
- HUSZAR, V.L.M. & SILVA, L.H.S. 1999. Cinco décadas de estudos sobre a ecologia do fitoplâncton no Brasil. Rio de Janeiro, SBL. *Limnotemas*, 2: 1-22.
- HUSZAR, V.L.M.; SILVA, L.H.S.; MARINHO, M.M.; DOMINGOS, P. & SANT'ANNA, C. 2000. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. *Hydrobiologia*, 424: 67-77.
- KING, D.L. 1970. The role of carbon in eutrophication. *Journal Water Pollution Control Federation* 42: 2035-2051.
- JOCHIMSEN, E.M.; CARMICHAEL, W.W.; AN, J.; CARDO, D.; COOKSON, S.T.; HOLMES, C.E.M.; ANTUNES, M.B.C.; MELO FILHO, D.A.; LYRA, T.M.; BARRETO, V.; AZEVEDO, S.M.F.O. & JARVIS, W.R. 1998. Liver failure and death following exposure to microcystin toxins at a hemodialysis center in Brazil. *The New England Journal of Medicine*. 36: 373-378.
- KLAPPER, H. 1998. Water quality in reservoirs of Rio de Janeiro, Minas Gerais and São Paulo. *International Review of Hydrobiology*, 83: 93-102.
- KOMÁRKOVÁ, J.; LAUDARES-SILVA, R. & SENNA, P.A.C. 1999. Extreme morphology of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanobacteria) in the Lagoa do Peri, a freshwater coastal lagoon, Santa Catarina, Brazil. *Algological Studies*, 94: 207-222.
- KRISHNAMURTHY, T.; CARMICHAEL, W.W. & SAVER, E. 1986. Toxic peptides from freshwater cyanobacteria (blue-green algae). I. isolation, purification and characterization of peptides from *Microcystis aeruginosa* and *Anabaena flos-aquae*. *Toxicon*. 24: 865-873.
- LAGOS, N.; ONODERA, H.; ZAGATTO, P.A.; ANDRINOLO, D.; AZEVEDO, S.M.F.O.; OSHIMA, Y. 1999. The first evidence of paralytic shellfish toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*, isolated from Brazil. *Toxicon*, 37: 1359-1373.
- LEFLAIVE, J. & TEN-HAGE, L. 2007. Algal and cyanobacterial secondary metabolites in freshwaters: a comparison of allelopathic compounds and toxins. *Freshwater Biology*, 52: 199-214.
- LEONARD, J.A. & PEARL, H.W. 2005. Zooplankton community structure, micro-zooplankton grazing impact, and seston energy content in the St. Johns river system, Florida as influenced by the toxic cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Hydrobiologia*, 537: 89-97.
- LYNCH, M. 1979. Predation, competition, and zooplankton community structure: an experimental study. *Limnology and Oceanography*, 24: 253-272.
- LORENZEN, C.J. 1967. Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography*, 12: 343-345.
- LUND, J.W.H.; KIPLING, C. & LECREN, E.D. 1958. The inverted microscope method of estimating algal number and statistical basis of estimating by counting. *Hydrobiologia*, 11: 143-170.
- 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.
- MAGALHÃES, V.F.; MARINHO, M.M.; DOMINGOS, P.; OLIVEIRA, A.C.; COSTA, S.M.; AZEVEDO, L.O. & AZEVEDO, S.M.F.O. 2003. Microcystins (Cyanobacteria hepatotoxins) bioaccumulation in fish and crustaceans from Sepetiba Bay (Brazil, RJ). *Toxicon*. 42: 289-295.
- MARINHO, M.M. & HUSZAR, V.L.M. 2002. Nitrogen availability and physical conditions as controlling factors of phytoplankton composition and biomass in a tropical reservoir (Southern Brazil). *Archiv für Hydrobiologie*, 153: 443-468.
- MATTOS, S.P.; ESTUQUI, V.R. & CAVALCANTI, C.G.B. 1997. Lake Paranoá (Brazil): Limnological aspects with emphasis on the distribution of the zooplanktonic community (1982 to 1994). *Verhandlungen der internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, 26: 542-547.

- MOLICA, R.J.R.; OLIVEIRA, E.J.A.; CARVALHO, P.V.V.C.; COSTA, A.N.S.F.; CUNHA, M.C.C.C.; MELO, J.L. & AZEVEDO, S.M.F.O. 2002. Toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanophyceae) isolated from Tabocas reservoir in Caruaru, Brazil, including demonstration of a new saxitoxin analogue. *Phycology*, 41: 606-611.
- MOLICA, R.J.R.; OLIVEIRA, E.J.A.; CARVALHO, P.V.V.C.; COSTA, A.N.S.F.; CUNHA, M.C.C.C.; MELO, G.L. & AZEVEDO, S.M.F.O. 2005. Occurrence of saxitoxins and an anatoxin-a(s)-like anticholinesterase in a Brazilian drinking water supply. *Harmful algae*, 4: 743-753.
- MATSUMURA-TUNDISI, T. & TUNDISI, J.G. 1976. Plankton studies in a lacustrine environment. I. Preliminary data on zooplankton ecology of Broa Reservoir. *Oecologia*, 25: 265-270.
- MATSUMURA-TUNDISI, T. & TUNDISI, J.G. 2003. Calanoida (Copepoda) species composition change in the reservoirs of São Paulo State (Brazil) in the last twenty years. *Hydrobiologia*, 504: 215-222.
- NANDINI, S. 2000. Responses of rotifers and cladocerans to *Microcystis aeruginosa* (Cyanophyceae): a demographic study. *Aquatic Ecology*, 34: 227-242.
- NOGUEIRA, I.C.G.; PEREIRA, P.; DIAS, E.; PFLUGMACHER, S.; WIEGAND, C.; FRANCA, S. & VASCONCELOS, V.M. 2004. Accumulation of paralytic shellfish toxins (PST) from the cyanobacterium *Aphanizomenon issatschenkoi* by cladoceran *Daphnia magna*. *Toxicon*, 44: 773-780.
- OKUMURA, D.T.; SOTERO-SANTOS, R.B.; TAKENAKA, R.A. & ROCHA, O. 2006. Evaluation of cyanobacteria toxicity in tropical reservoirs using crude extracts bioassay with cladocerans. *Ecotoxicology*, 16: 263-170.
- OSHIMA, Y. 1995. Post-column derivatization HPLC methods for paralytic shellfish toxins. Pp 81-94. In: G.M. Hallegraeff, D.M. Anderson & A.D. Cembella, (eds.), Manual on Harmful Marine Microalgae. IOC Manuals and Guides no. 33, UNESCO. 551p.
- PANOSSO, R.; CARLSSON, P.; KOZLOWSKY-SUZUKI, B.; AZEVEDO, S.M.F.O. & GRANÉLI, E. 2003. Effects of grazing by a neotropical copepod, *Notodiaptomus*, on a natural cyanobacterial assemblage and on toxic and non-toxic cyanobacterial strains. *Journal of Plankton Research*, 25: 1169-1175.
- PARK, S.; MÜLLER-NAVARRA, D.C. & GOLDMAN, C.R. 2003. Seston essential fatty acids and carbon to phosphorus ratios as predictors for *Daphnia pulex* dynamics in a large reservoir, Lake Berryessa. *Hydrobiologia*, 505: 171-178.
- PAERL, H.W. & HUISMAN, J. 2008. Blooms like it hot. *Science*, 320: 57-58.
- REINIKAINEN, M.; HIETALA, J. & WALLS, M. 1998. Adaptations and resistance of zooplankton to stress: effects of genetic environmental and physiological factors. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 40: 77-80.
- REYNOLDS, C.S. 1987. Cyanobacterial water-blooms. Pp. 67-143. In: J. CALLOW (ed.), Advances in botanical research. Academic Press, London. 207p.
- REYNOLDS, C.S. 2006. *The Ecology of Phytoplankton - Ecology, Biodiversity and Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge. 504p.
- ROCHA, M.I.A. 2007. *Estudo da variação sazonal do fitoplâncton e zooplâncton e da concentração de microcistinas nesses dois níveis tróficos no Reservatório do Funil (Resende-RJ)*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro. 60p.
- ROCHA, M.I.A.; BRANCO, C.W.C.; SAMPAIO, G.F.; GÔMARA, G.A. & DE FILIPPO, R. 2002. Spatial and temporal variation of limnological features, *Microcystis aeruginosa* and zooplankton in an eutrophic reservoir (Funil Reservoir, Rio de Janeiro). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 14: 73-86.
- ROCHA, O.; SOTERO-SANTOS, R.B.; MINILLO, A.; ESPÍNDOLA, E.L.G. & YUNES, J.S. 2006. Cianotoxicidade em águas doces tropicais: o impacto da eutrofização. Pp.353-372. In: J. G. Tundisi, T. Matsumura-Tundisi & C. S. Galli (eds.), Eutrofização na América do Sul: Causas, conseqüências e tecnologias de gerenciamento e controle. Instituto Internacional de Ecologia. 255p.
- ROHRLACK, T.; CHRISTOFFERSEN, K.; DITTMANN, E.; NOGUEIRA, I.; VASCONCELOS, V. & BÖRNER, T. 2005. Ingestion of microcystins by *Daphnia*: intestinal uptake and toxic effects. *Limnology and Oceanography*, 50: 440-448.
- SENDACZ, S. 1984. A study of the zooplanktonic community of Bilings Reservoir - São Paulo. *Hydrobiologia*, 113: 121-127.
- SHAPIRO, J. 1973. Blue-green algae: why they become dominant. *Science*, 195: 260-262.
- SHAPIRO, J. 1984. Blue-green dominance in lakes: the role and management significance of pH and CO₂. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie* 240: 23-36.
- SOARES, M.C.S.; MARINHO, M.M.; HUSZAR, V.L.M.; BRANCO, C.W.C.; AZEVEDO, S.M.F.O. 2008. The effects of water retention time and watershed features on the limnology of two tropical reservoirs in Brazil. *Lakes and Reservoirs*, 13: 257-269.

SOARES, R.M.; YUAN, M.; SERVAITES, J.C.; DELGADO, A.; MAGALHÃES, V.F.; HILBORN, E.D.; CARMICHAEL, W.W. & AZEVEDO, S.M.F.O. 2006. Sub-lethal exposure from microcystins to renal insufficiency patients in Rio de Janeiro-Brazil. *Environmental Toxicology*, 21: 95-103.

SOTERO-SANTOS, R.B.; SILVA, R.S.E.; VERANI, N.F.; NONAKA, K.O. & ROCHA, O. 2006. Toxicity of a cyanobacteria bloom in Barra Bonita Reservoir (Middle Tietê River, São Paulo, Brazil). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 64: 163-170.

STEINER, C.F. 2003. Variable dominance in pond communities: assessing spatiotemporal variation in competition and predation intensity. *Ecology*, 84: 982-990.

TABERNER, A.; CASTAÑERA, P.; SILVESTRE, E. & DOPAZO, J. 1993. Estimation of the intrinsic rate of natural increase and its error by both algebraic and resampling approaches. *Computed Applied Biosciences*, 9: 535-540.

TUNDISI, J.G. 2006. Gerenciamento integrado de bacias hidrográficas e reservatórios – Estudos de caso e perspectivas. Pp. 1-21. In: M.G. Nogueira, R. Henry & A. Jorcin, (eds.), *Ecologia de Reservatórios: Impactos Potenciais, Ações de Manejo & sistemas em Cascata*. Rima, São Carlos. 472p.

TUNDISI, J.G. & MATSUMURA-TUNDISI, T. 1992. Eutrophication of lakes and reservoirs: A comparative analysis, case studies, perspectives. Pp. 1-33. In: M. Cordeiro-Marino, M.T.P. Azevedo, C.L. Sant'Anna, N.Y. Tomita & E.M. Plastino, (eds.), *Algae and Environment: a General Approach*. Sociedade Brasileira de Ficologia/CETESB, São Paulo. 131p.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. & RODRÍGUES, S. 2003. Gerenciamento e recuperação de bacias hidrográficas dos rios Itaqueri e do Lobo e da UHE Carlos Botelho (Lobo-Broa). IIE, IIEGA, PROAQUA, ELEKTRO. 56p.

UTERMÖHL, H. 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-methodik. *Mitteilungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie*, 9: 1-38.

VOLLENWEIDER, R.A. 1982. *Eutrophication of waters: monitoring, assesment and control. Organization for Economic Co-operation and Development*. Paris, France. 192p.

Recebido em 03/10/2008.

Aceito em 05/01/2009.