

DINÂMICA DE CIANOBACTÉRIAS EM RESERVATÓRIOS EUTRÓFICOS DO SEMI-ÁRIDO DO RIO GRANDE DO NORTE

Ivaneide Alves Soares da Costa^{1*}, Sandra Rejane de Souza Cunha¹, Renata Panosso¹, Magnólia F. Florêncio Araújo¹, Josette Lourdes de Souza Melo² & Eneida Maria Eskinazi-Sant'Anna³

¹ Departamento de Microbiologia e Parasitologia, Centro de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Campus Universitário BR 101, S/N, Lagoa Nova. Natal, RN, Brasil. CEP: 59072-970.

² Departamento de Engenharia Química, Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Campus Universitário BR 101, S/N, Lagoa Nova. Natal, RN, Brasil. CEP: 59072-970.

³ Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Ouro Preto, Campus Morro do Cruzeiro. Ouro Preto, MG, Brasil. CEP: 34500-000.

*E-mail: iasoares@cb.ufrn.br

RESUMO

Visando conhecer a dinâmica de cianobactérias e identificar os fatores que influenciam essa comunidade em região tropical semi-árida, foram realizadas coletas trimestrais (n=5) em seis reservatórios do Rio Grande do Norte, situados na bacia hidrográfica do rio Piranhas-Assu (04° S e 36° W), entre setembro/2002 a março/2004, abrangendo períodos de estiagem e chuva. O estado trófico dos reservatórios variou entre a eutrofia (na maior parte das amostragens), mesotrofia e hipereutrofia. A profundidade média (Zm), a condutividade elétrica e a razão TN/TP explicaram uma proporção significativa da variância das espécies do fitoplâncton. A comunidade fitoplanctônica foi dominada por cianobactérias, com baixa riqueza de espécies e alta biomassa. O fitoplâncton foi representado basicamente por espécies de associação M (S/R estrategistas - *Microcystis* spp.) no período de chuvas e associação S₁ e Sn (R estrategistas - *Planktotrix* e *Cylindrospermopsis*) na estiagem. Foi também observada alternância na dominância dessas espécies, co-ocorrendo com espécies de associação H, H₁ S₁, (S R-filamentosas heterocitadas - *Anabaena* spp. e *Aphanizomenon*), K e Lo (C estrategistas), representadas por pequenas colônias de *Aphanocapsa* e *Snowella*, com menor importância de contribuição relativa. A dominância de cianobactérias e a presença de florações hepatotóxicas como consequência negativa da eutrofização representa uma ameaça constante e necessita de medidas de mitigação, visando à proteção da saúde humana e dos recursos hídricos.

Palavras-chave: Fitoplâncton, eutrofização, hepatotoxinas, reservatórios tropicais

ABSTRACT

DYNAMICS OF CYANOBACTERIA IN EUTROPHIC WATER RESERVOIRS OF A SEMI-ARID REGION IN BRAZIL. The present paper reports on the temporal dynamics of phytoplankton in six eutrophic water reservoirs in Rio Grande do Norte State, Brazil, during the dry and rainy periods between September/2002 and March/2004. The eutrophication state of the reservoirs oscillated between mesotrophic and hypertrophic, thus reflecting significant variation in the nutrient composition and local biomass of algae over time. Mean depth of the reservoirs, water specific conductance, and TN/TP ratio were determinant causes for the variation of phytoplankton species. The phytoplankton community was dominated by cyanobacteria, reflecting in poor species richness and elevated biomass. Most cyanobacteria were potentially toxin-producing species, and hepatotoxin-producing blooms were recurrent. The phytoplankton was basically composed by M-group species (SR- strategists - *Microcystis* spp.) during the rainy period, and of an association of S₁ and Sn species (R-strategists - *Planktotrix* and *Cylindrospermopsis*) during the dry period. Alternation between dominant species were also observed, which took place with associated species H, H₁ S₁, (R-philamentous heterocystic algae - *Anabaena* spp. and *Aphanizomenon*), K species and Lo species (C-strategists) represented by small colonies of *Aphanocapsa* and *Snowella*, however with smaller relative biomass. Elevated cyanobacterial populations and hepatotoxin-producing blooms in these water reservoirs represent a threat to human health, and controlling these blooms is strongly recommended.

Keywords: Phytoplankton, eutrophication, hepatotoxins, tropical reservoirs.

RESUMEN

DINAMICA DE CIANOBACTÉRIAS EN REPRESAS EUTRÓFICAS DE UNA REGIÓN SEMI-ÁRIDA EN RIO GRANDE DO NORTE. Con el objetivo de conocer la dinámica de las cianobacterias e identificar los factores que influyen en esa comunidad en una región tropical semi-árida. Las colectas (n=5) fueron realizadas trimestralmente, en seis represas en Rio Grande do Norte, en la cuenca hidrográfica del río Piranhas-Assu (04° S e 36° W), entre septiembre/2002 y marzo/2004, abarcando períodos de sequía y lluvia. El estado trófico de las represas varió entre eutrófico (en la mayor parte de los muestreos), mesotrófico e hipereutrófico. La profundidad media (Zmed), conductividad eléctrica y razón TN/TP (masa) explicaron una proporción significativa de la varianza de las especies de fitoplancton. La comunidad fitoplanctónica fue dominada por cianobacterias, con baja riqueza de especies y alta biomasa. El fitoplancton fue representado básicamente por especies de asociación M (S/R estrategias-*Microcystis* spp.) en el período de lluvias y asociación S₁ y S_n (R estrategias - *Planktotrix* y *Cylindrospermopsis*) en el período de sequía. Fue también observada alternancia en la dominancia de estas especies, co-ocurriendo con especies de asociación H, H1 S₁, (S R-filamentosas heterocitadas - *Anabaena* spp. y *Aphanizomenon*), K y Lo (C-estrategas), representadas por pequeñas colonias de *Aphanocapsa* y *Snowella*, con menor importancia de contribución relativa. La dominancia de cianobacterias y la presencia de floraciones hepatotóxicas como consecuencia negativa de la eutrofización representan una amenaza constante y necesita medidas de mitigación, con el objetivo de proteger la salud humana y de los recursos hídricos.

Palabras clave: Fitoplancton, eutrofización, hepatotoxinas, represas tropicales

INTRODUÇÃO

O aumento do impacto antrópico sobre os ecossistemas aquáticos vem acelerando o processo de eutrofização, comprometendo os usos múltiplos de água dos lagos e reservatórios no Brasil e no mundo. A consequente degradação da qualidade de água requer o aperfeiçoamento de seu gerenciamento e recuperação e para isso é necessário o conhecimento consistente sobre estrutura das comunidades dos organismos aquáticos e dos fatores que controlam sua dinâmica espacial e temporal. Variações na composição e biomassa do fitoplâncton podem ser indicadores sensíveis de alterações naturais ou antrópicas nos ecossistemas aquáticos (Padišák 1992), sendo que lagos e reservatórios produtivos são caracterizados pelo aumento da biomassa e redução da diversidade fitoplanctônica, com predominância de alguns grupos de cianobactérias. Assim, é amplamente aceita a hipótese de que a expansão do processo de eutrofização tem aumentado globalmente a frequência e intensidade de florações de cianobactérias, apesar de serem também importantes componentes do fitoplâncton em águas mesotróficas e oligotróficas (Huszar & Caraco 1998, Blonqvist *et al.* 1994).

As florações de cianobactérias são consideradas um grave problema ambiental e de saúde pública, principalmente em reservatórios utilizados para

o abastecimento humano, como é o caso dos reservatórios do semi-árido do Rio Grande do Norte. Diversas espécies podem produzir toxinas, representando um risco potencial para a saúde humana e para animais domésticos e silvestres (Codd 2000, Carmichael 2001). O exemplo mais dramático desse risco foi a intoxicação por cianotoxinas e consequente morte de dezenas de pessoas no evento descrito como Síndrome de Caruaru (Jochimsen *et al.* 1998).

Florações de cianobactérias potencialmente tóxicas constituem um fenômeno comum em ecossistemas de águas continentais em muitos países (Chorus & Bartram 1999). No Brasil, as cianobactérias potencialmente tóxicas são amplamente distribuídas, tanto na região tropical como na região subtropical do Brasil (Sant'Anna & Azevedo 2000, Sant'Anna *et al.* 2008), e dominam o fitoplâncton em muitos ambientes naturais e artificiais eutróficos brasileiros (Huszar & Silva 1999). Na Região Nordeste, Huszar *et al.* (2000) reportaram a dominância de cianobactérias em oito reservatórios urbanos, incluindo quatro açudes do semi-árido pernambucano. Bouvy *et al.* (2000) também relataram que entre 39 reservatórios investigados na região do semi-árido pernambucano, 27 deles apresentaram predominância de *Cylindrospermopsis*. Em alguns reservatórios do Estado da Paraíba, as cianobactérias também atingem elevadas densidades (Diniz 2005). No semi-árido do

Rio Grande do Norte, muitos reservatórios utilizados para abastecimento público apresentam condições eutróficas e eventualmente hipereutróficas, com constantes ocorrências de florações hepatotóxicas de cianobactérias como *Microcystis aeruginosa*, *Planktotrix agardhii*, *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Anabaena circinalis* (Morales 2003, Costa *et al.* 2006a, 2006b, Eskinazi-Sant'Anna *et al.* 2006, Martin 2006, Panosso *et al.* 2007).

A dominância de cianobactérias em ambientes enriquecidos tem sido atribuída a vários fatores, tais como: a capacidade de regular sua posição na coluna da água (Reynolds 1987), tolerância à reduzida luminosidade subaquática (Smith 1996), à baixas concentrações de CO₂ e ao elevado pH (Shapiro 1990), afinidade das cianobactérias por fósforo (Watson *et al.* 1997), e capacidade de estocar esse elemento nas células (Blonqvist *et al.* 1994), baixa afinidade por nitrogênio, dominando em sistemas com reduzida razão entre nitrogênio e fósforo totais (Smith 1983), bem como a capacidade de fixar nitrogênio molecular (Padisák 1997). Outros fatores incluindo condições de reduzida turbulência da água (Reynolds 1987), elevadas temperaturas (Smith 1996) e a resistência das cianobactérias à herbivoria Gliwicz (1990), também estão associados à dominância desses organismos no fitoplâncton em muitos ambientes aquáticos.

Portanto, é evidente que a estrutura e dinâmica do fitoplâncton são influenciadas por múltiplas variáveis ambientais, e que um conjunto de fatores pode atuar simultaneamente na seleção de grupos de espécies que compartilham necessidades ecológicas semelhantes (Reynolds *et al.* 1993). Nesse contexto Reynolds *et al.* (2002) propuseram que uma abordagem de grupos funcionais, baseada em propriedades morfológicas-ecológicas das espécies poderia ser utilizada como um método auxiliar na descrição da estrutura da comunidade fitoplanctônica e das eventuais alterações espaciais e temporais.

Em reservatórios do semi-árido, a abundância relativa de cianobactérias é, em geral, inversamente relacionada à intensidade luminosa sub-aquática, à intensidade da mistura da coluna d'água e às concentrações de nitrato, e diretamente relacionada à temperatura, sendo que cianobactérias dos grupos funcionais S e Sn (adaptadas à luz reduzida), tais como as espécies do gênero *Cylindrospermopsis*,

predominam em muitos ambientes (Huszar *et al.* 2000, Bouvy *et al.* 2001). Baixas concentrações de amônio e da razão N:P, e elevado pH da água, também parecem favorecer a dominância de *Cylindrospermopsis* em reservatórios do semi-árido brasileiro (Bouvy *et al.* 1999, Bouvy *et al.* 2000).

A dominância de cianobactérias nesses reservatórios também tem sido atribuída à fraca pressão de herbivoria (Bouvy *et al.* 1999). Por outro lado, um aumento da diversidade do zooplâncton durante e após eventos de florações de cianobactérias foi relatado por Bouvy *et al.* (2001). Copépodos calanoida e rotíferos têm sido apontados como os componentes do zooplâncton de maior importância em reservatórios mesotróficos e eutróficos do semi-árido (Bouvy *et al.* 2001, Eskinazi-Sant'Anna *et al.* 2007, Souza *et al.* 2008), possivelmente por sua capacidade de fragmentar filamentos de cianobactérias (Bouvy *et al.* 2001), ou, no caso de rotíferos, por sua tolerância à elevada turbidez abiogênica, comum nesses ambientes (Souza *et al.* 2008). No entanto, ainda não foi esclarecido se cianobactérias constituem uma importante fonte alimentar para o zooplâncton nos reservatórios.

No presente trabalho, a abordagem proposta por Reynolds *et al.* (2002) foi utilizada para caracterizar a comunidade fitoplanctônica, com ênfase nas cianobactérias, em seis reservatórios do semi-árido do Rio Grande do Norte, bem como para definir quais são as variáveis ambientais que melhor explicam a variação da ocorrência e biomassa das populações de cianobactérias. Assim, os objetivos desse estudo foram: caracterizar a composição e biomassa do fitoplâncton em seis reservatórios do semi-árido do Rio Grande do Norte nos períodos sazonais de estiagem, chuva e de transição, em relação à profundidade média, fatores físicos e químicos (temperatura, transparência, condutividade, nutrientes) e fatores biológicos (bactérias e zooplâncton). Além disso, resultados sobre a incidência de cianotoxinas nos ambientes estudados são apresentados.

MATERIAL E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado em seis reservatórios situados na bacia hidrográfica do rio Piranhas-Assu (04° S e 36° W), inteiramente abrigada no semi-árido nordestino

(Figura 1). Essa bacia cobre uma área de cerca de 44.000km², abrangendo a parte ocidental do Estado da Paraíba e o centro-norte potiguar (Estado do Rio Grande do Norte), contribuindo com 79,6% do volume total de água acumulada neste Estado. Os açudes, Armando Ribeiro Gonçalves (ARG), Itans (ITA), Gargalheiras (GARG), Passagem das Traíras (PT), Sabugi (SAB) e Boqueirão de Parelhas (BOQ) foram considerados neste estudo devido a sua importância volumétrica e utilização para abastecimento público e aquíicultura (Tabela I). Sendo circundados por áreas urbanas e de agricultura, recebem entradas difusas de matéria orgânica apresentando condições de eutrofia (Costa *et al.* 2006b). Apesar da extrema irregularidade temporal-espacial das chuvas dessa região, as normais do balanço hídrico indicam índices pluviométricos entre 100 e 200mm entre os meses de fevereiro e maio.

Durante os dois anos de estudo (2002-2004) ocorreu um longo período de estiagem que durou de dez/02 a dez/03, devido às peculiaridades climáticas características de região semi-árida tropical, as quais são influenciadas por fenômenos climáticos como *El Niño* e *La Niña*. O déficit de chuvas no ano 2003, associada à intensa evapo-transpiração, resultou em drástica diminuição do volume de água de todos os reservatórios, os quais atingiram, apenas, entre 7 e 24% da sua capacidade de acumulação na estiagem (Tabela I). O tempo médio de renovação da água dos reservatórios é muito elevado (média de 2,64 anos), com máximo observado no reservatório Boqueirão de Parelhas (6,25 anos) e mínimo de 0,26 anos no reservatório Passagem das Traíras.

AMOSTRAGEM E ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS E BIOLÓGICAS

As coletas foram realizadas trimestralmente em cada reservatório (n=5), entre dezembro de 2002 a abril de 2004, abrangendo os períodos sazonais de estiagem (outubro a janeiro), chuva (fevereiro a maio) e de transição (junho a setembro). Perfis verticais de temperatura foram obtidos nas campanhas amostrais de dezembro de 2003 e março de 2004. As amostras de água foram coletadas com auxílio de garrafa de Van Dorn (5L), em dois pontos, sendo um deles situado na extremidade oposta à barragem, próximo à entrada do principal tributário do reservatório, e o outro na

região do corpo central, próximo à barragem. Em cada ponto foram tomadas amostras na sub-superfície (0,1m) da coluna d'água e no hipolímnio (0,1m acima do sedimento). A metodologia utilizada para a quantificação da transparência da água, pH, condutividade, oxigênio dissolvido, concentrações de clorofila-*a*, encontra-se detalhada em Eskinazi-Sant'Anna *et al.* (2007). As concentrações de nitrato, nitrogênio e fósforo total na água foram obtidas por espectrofotometria segundo as recomendações de APHA (2000). O fósforo total foi determinado após digestão da amostra com persulfato de potássio pelo método do ácido ascórbico e o nitrogênio total pela oxidação dos compostos nitrogenados a nitrato segundo Valderrama (1981). Para essas análises, os resultados apresentados para cada reservatório representam uma média entre os dois pontos de coleta e as duas profundidades amostradas, uma vez que as análises estatísticas indicaram que as diferenças espaciais em cada ambiente não foram significativas (ANOVA, $p < 0,05$). A profundidade da zona eufótica (Zeu) foi calculada como 2,7 vezes a profundidade do disco de Secchi (Cole 1975). A razão entre Zeu e a profundidade máxima (Zmax) foi usada como um indicador de disponibilidade de luz na coluna d'água. A metodologia de coleta e análise do zooplâncton e bacterioplâncton está descrita em Eskinazi-Sant'Anna *et al.* (2007) e Araújo & Costa (2007), respectivamente.

Para o estudo qualitativo do fitoplâncton foram coletadas amostras através de arrasto vertical com rede de plâncton (abertura de malha de 20µm). Uma alíquota foi fixada com formol a 4% e outra foi mantida *in natura* no laboratório para o exame das amostras *in vivo*. Amostras (300mL) para análise quantitativa de fitoplâncton foram coletadas com garrafa de Van Dorn (5L) e fixadas com lugol acético 1%. As populações fitoplanctônicas foram identificadas, sempre que possível, em nível infragenérico, utilizando técnicas apropriadas para análise das características morfológicas e morfométricas, com microscópio óptico dotado com contraste de fase e equipamento fotográfico. O sistema de classificação utilizado para as cianobactérias foi o de Komárek & Anagnostidis (1999) para *Chroococcales*, Komárek & Anagnostidis (2005) para *Oscillatoriales* e Komárek & Anagnostidis (1989) para *Nostocales*. Para as demais classes do fitoplâncton foram utilizadas as obras de Round

Tabela I. Características morfométricas dos reservatórios Armando Ribeiro (ARG), Gargalheiras (GARG), Passagem das Traíras (PT), Itans (ITA), Sabugi (SAB), Boqueirão de Parelhas (BOQ): Vmax (volume máximo), Vmed (volume médio anual), Zmax (profundidade máxima), Zmed (profundidade média), TRes (tempo de residência da água), VMA (volume máximo de água acumulado no período).

Table I. Morphometric features of the water reservoirs Armando Ribeiro (ARG), Gargalheiras (GARG), Passagem das Traíras (PT), Itans (ITA), Sabugi (SAB), Boqueirão de Parelhas (BOQ). Vmax = maximum volume; Vmed = mean annual volume, Zmax = maximum depth, Zmed = mean depth; TRes = residence time, VMA = maximum volume of water pooled in the period.

RESERVATÓRIO	ARG	GARG	PT	ITA	SAB	BOQ
Volume max (x 10 ⁶ m ³)	2.400,0	40,0	48,8	81,7	65,3	85,0
Volume med (x 10 ⁶ m ³)	1.546,6	15,9	20,8	25,7	17,2	25,7
Zmax (m)	~40	25	25	23	20	29
Zmed (m)	11,1	4,3	3,9	5,1	2,8	4,4
Tempo de Residência (m ³ /anos)	2,82	1,01	0,26	2,46	3,04	6,22
VMA (%) ano 2002	57	29	34	18	10	16
VMA (%) ano 2003	54	21	24	12	7	11
VMA (%) ano 2004	100	97	97	98	97	98

Fonte: serhid (secretaria de recursos hídricos do rn)

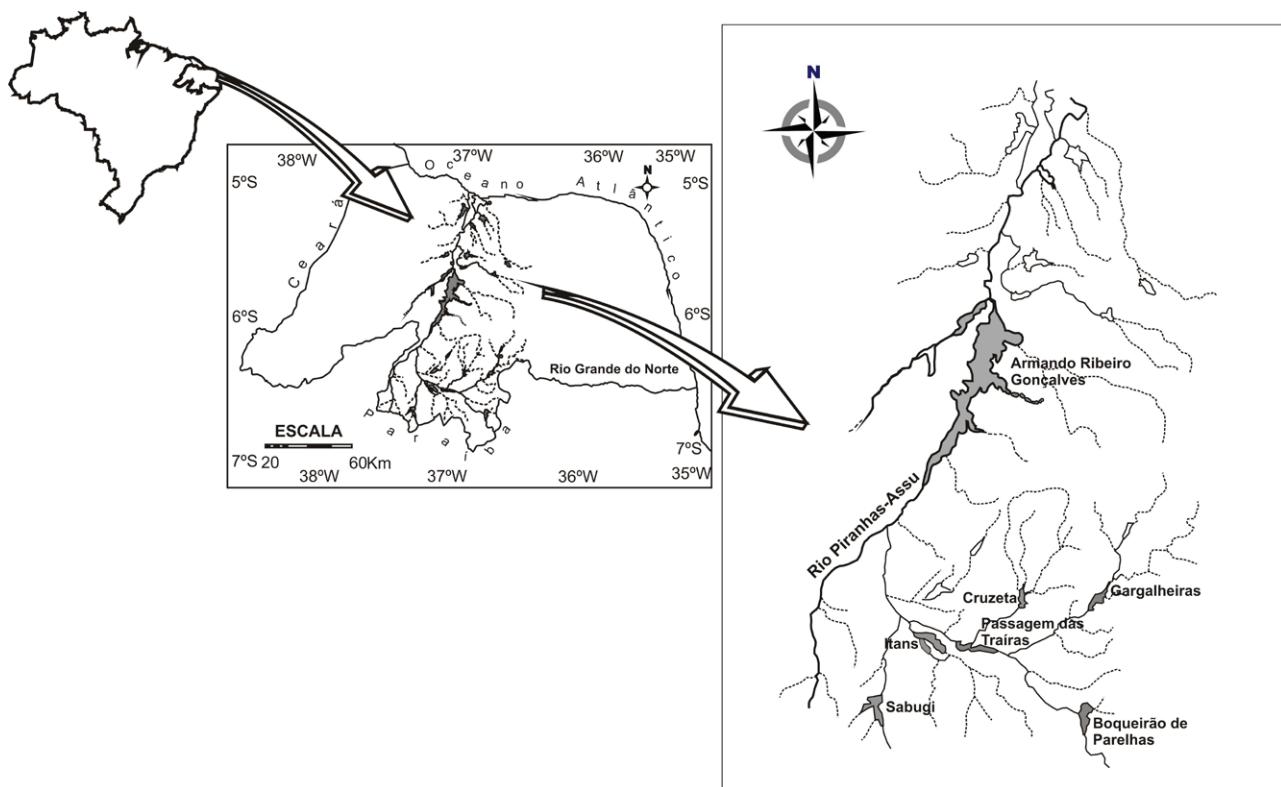


Figura 1. Localização dos reservatórios estudados no semi-árido do Rio Grande do Norte.

Figure 1. Geographical location of the studied water reservoirs in the semi-arid region of Rio Grande do Norte, Brazil.

(1971) para as clorofíceas, Simonsen (1979) para as diatomáceas e Bourrelly (1981, 1985) para outros grupos. A quantificação foi realizada de acordo com a metodologia descrita por Utermöhl (1958), usando microscópio invertido de marca Olympus, modelo IX70. Foram usadas câmaras de sedimentação de 2 e 5mL dependendo da densidade da amostra, e o tempo de sedimentação foi de 3h por centímetro de altura da câmara (Lund *et al.* 1958). A contagem foi feita

em campos aleatórios (Uhelinger 1964), sendo o erro menor que 20%, a um coeficiente de confiança de 95% (Lund *et al.* 1958). A finalização da contagem foi feita tomando como critério a contagem de no mínimo 100 indivíduos de espécies mais abundantes e pela curva de estabilização das espécies, obtida a partir da adição de espécies novas adicionadas com o número de campos contados. Foram considerados indivíduos colônias, filamentos e células. O biovolume (mm³ L⁻¹) das

espécies foi estimado como proposto por Hillebrand *et al.* (1999). 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 população. Grupos funcionais do fitoplâncton foram nomeados segundo Reynolds (1997) e Reynolds *et al.* (2002).

A avaliação da toxicidade das florações de cianobactérias foi realizada no presente estudo, por meio de bioensaios em camundongos, apenas no reservatório Armando Ribeiro Gonçalves. Amostras de água foram coletadas no ponto próximo à barragem e concentradas em rede de 20 μ m de malha (amostragem integrada da coluna d'água). O material sestônico concentrado foi preservado em freezer (-4°) e posteriormente liofilizado para as análises através de bioensaios com camundongos, segundo metodologia detalhada em Panosso *et al.* (2007).

ANÁLISES ESTATÍSTICAS

A média aritmética e o desvio padrão foram utilizados como medida de tendência central e de dispersão, respectivamente. As análises de regressão simples e multivariada entre valores médios de variáveis limnológicas e o fitoplâncton foram realizadas com os dados logaritimizados $\log_{10}(x+1)$ para atender a premissa da distribuição normal. Os resultados obtidos de biomassa do bacterioplâncton e biomassa e composição zooplancônica foram utilizados apenas nas análises de redundância.

Para descrição das relações entre a abundância de espécies de cianobactérias dominantes e grupos do fitoplâncton, e as variáveis ambientais investigadas foi realizada uma análise de redundância (RDA). Os dados das abundâncias das espécies foram previamente analisados por análise de correspondência não tendenciosa (DCA) e observamos que o comprimento máximo do gradiente não excedeu a duas vezes o desvio padrão, indicando que o modelo de ordenação linear seria o mais apropriado.

A análise de redundância (RDA) é a forma canônica de análise de componentes principais (ACP) que seleciona a combinação linear de variáveis ambientais que dá a menor soma do total residual do ajuste dos dados das espécies. Esta análise foi realizada com as unidades amostrais dos

seis reservatórios estudados (n=30), as quais foram ordenadas em relação às variáveis ambientais (n=13) e o biovolume dos grupos do fitoplâncton, incluindo as espécies de cianobactérias dominantes. As variáveis ambientais analisadas foram temperatura, transparência, profundidade média, nitrogênio e fósforo total, razão TN/TP (massa), nitrato, amônia, condutividade, pH, oxigênio dissolvido, alcalinidade e tempo de residência. A abundância de espécies e dados ambientais frequentemente mostra um alto desvio de distribuição e para prevenir esta influência os dados foram transformados usando a fórmula $Y = \ln(x+1)$.

A análise de redundância foi realizada com o software CANOCO v. 4.0 (Ter Braak & Smilauer 1998). Para avaliar a significância dos eixos da RDA e das variáveis ambientais, a qual define estes eixos, foi realizado o teste de Monte Carlo para os autovalores dos eixos com 999 permutações irrestritas (Ter Braak & Prentice 1988). Os resultados foram considerados significantes quando $p < 0,05$.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

CARACTERIZAÇÃO LIMNOLÓGICA DOS RESERVATÓRIOS

A transparência média da água foi menor do que 0,5m na maior parte dos reservatórios e períodos estudados (Figura 2a), indicando elevada turbidez. A razão Z_{eu}/Z_{max} foi reduzida em todos os reservatórios durante a longa estiagem, variando de 5 a 15% entre set/02 a abr/03 (dados não mostrados). Valores máximos dessa razão foram atingidos em dez/03, sendo de 20 a 25% na maior parte dos ambientes, exceto em Sabugi onde Z_{eu}/Z_{max} foi 40%. Baixa disponibilidade de luz na coluna d'água foi também evidenciada em outros reservatórios do semi-árido brasileiro (Huszar *et al.* 2000), sendo a turbidez nesses ambientes determinada igualmente pela fração orgânica e inorgânica do séston (Souza *et al.* 2008). Em geral, matéria particulada inorgânica carregada da bacia de drenagem é uma importante fonte de turbidez abiogênica em ambientes aquáticos de regiões semi-áridas (Thornton & Rast 1989), onde solos com baixa concentração de matéria orgânica, como é o caso do semi-árido do Rio Grande do Norte, são suscetíveis à erosão (Lal 1985).

Os reservatórios estudados apresentaram elevada condutividade elétrica (médias acima de $300\mu\text{S cm}^{-1}$), com valores maiores em Boqueirão (Figura 2b), ausência de hipoxia (concentração média de oxigênio dissolvido acima de 6mg L^{-1}), pH em geral alcalino (médias acima de 7,9) e alcalinidade $>100\text{mg CaCO}_3\text{L}^{-1}$, bem como temperatura da água entre $24\text{-}34^\circ\text{C}$. A detalhada descrição dos valores das variáveis ambientais pode ser encontrada em Eskinazi-Sant'Anna *et al.* (2007).

Os reservatórios mostraram-se em geral eutróficos durante todo o período amostral, levando-se em consideração os critérios estabelecidos pela OECD (1982), bem como os valores de clorofila-a e fósforo, adotados para caracterizar ambientes eutróficos de zonas semi-áridas (Thornton & Rast 1993). Em geral, os valores médios das concentrações de fósforo total e de clorofila-a foram superiores a $50\mu\text{g L}^{-1}$ (Figura 2c) e $20\mu\text{g Chl-a L}^{-1}$ (Figura 3), respectivamente. Porém, condições eventuais de mesotrofia foram observadas

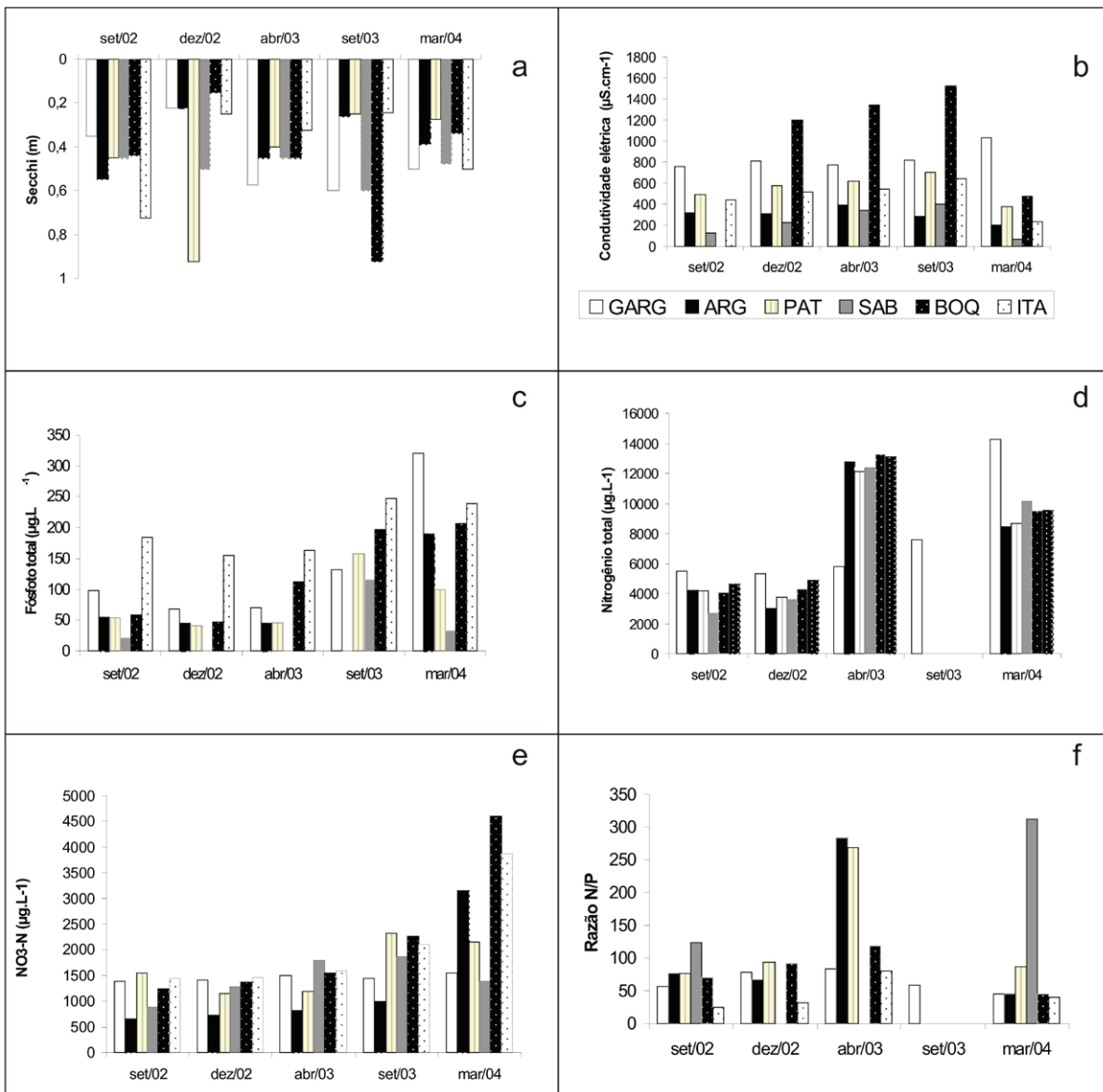


Figura 2. Variação temporal da transparência da água-Secchi (a), condutividade (b), fósforo total (c), nitrogênio total (d), nitrato (e) razão N/P (f), nos reservatórios do semi-árido do Rio Grande do Norte no período de set/02 a mar/04. Período de estiagem (out-jan), de chuva (fev-mai) e interanual de transição (jun-set).

Figure 2. Changes in transparency of Secchi-water (a), conductivity (b), total amount of phosphorous (c), total amount of nitrogen (d), nitrates (e), and N / P ratio (f) in water reservoirs of a semi-arid region in Rio Grande do Norte state, Brazil, between September 2002 and March 2004. Dry period ranged from October to January, while the rainy period ranged from February to May, and the intermediary period lasted from June to September.

em set/02 nos reservatórios de Itans ($9,0\mu\text{gChla L}^{-1}$) e de Passagem das Traíras ($4,5\mu\text{g Chla L}^{-1}$), e condições de hipereutrofia ocorreram em Armando Ribeiro Gonçalves e Passagem das Traíras em set/03, com concentrações de clorofila-a acima de $60\mu\text{g Chla L}^{-1}$ (dados não mostrados). As concentrações de fósforo total excederam o limite recomendado pela Resolução CONAMA 357/2005 que é de $30\mu\text{g L}^{-1}$ para águas de classe II. As concentrações de nitrogênio total detectadas nos reservatórios do Rio Grande do Norte no período de maior estiagem em set/02 e dez/02 ($\sim 6000\mu\text{g L}^{-1}$; Figura 2d), foram semelhantes aos valores observados por Huszar *et al.* (2000) em outros reservatórios do semi-árido. Porém valores ainda mais elevados ($>10.000\mu\text{g L}^{-1}$) foram observados em abril de 2003, período de estiagem atípica e com o menor volume acumulado no reservatório durante o estudo, e em março de 2004, período de chuvas e de volume máximo de água acumulada nos reservatórios (Figura 2d). Quanto ao nitrato, todos os reservatórios apresentaram o mesmo padrão de distribuição, com elevada disponibilidade durante todo o período (Figura 2e), e atingindo valores superiores aos encontrados por Huszar *et al.* (2000) e Bouvy *et al.* (2000) em outros reservatórios do semi-árido. A razão TN/TP manteve média anual entre 25-50 durante o estudo em todos os reservatórios (Figura 2f), com exceção de dois picos (~ 300), um deles registrado em Passagem das Traíras e Armando Ribeiro (abr/03) e o outro em Sabugi (mar/04). Esses valores foram, em geral, superiores aos obtidos por Huszar *et al.* (2000). Os resultados da razão TN/TP encontrados no presente estudo indicam

uma possível limitação por fósforo nos reservatórios do Rio Grande do Norte, comparando-se com as razões de 16:1 descrita por Redfield (1958).

COMPOSIÇÃO DAS ESPÉCIES DO FITOPLÂNCTON

A comunidade fitoplanctônica dos seis reservatórios do semi-árido do Rio Grande do Norte foi amplamente representada por espécies bem adaptadas a ambientes rasos tropicais eutrofizados, e os mesmos grupos de organismos ocorreram na época de estiagem e chuva nos seis reservatórios investigados. Foram identificados 123 táxons distribuídos em sete classes taxonômicas. A classe com maior riqueza de espécies foi Chlorophyceae com 45% (54 táxons), seguida de Cyanobacteria com 33% (41 táxons) e Bacillariophyceae com 20% (20 táxons). As classes Euglenophyceae (2%), Xanthophyceae (1%), Chrysophyceae (1%) e Cryptophyceae (1%) foram pobremente representadas.

Cyanobacterias foram representadas pelas ordens Chroococcales (*Microcystis aeruginosa*, *M. protocystis*, *M. panniformis*, *Sphaerocavum brasiliense*, *Aphanocapsa delicatissima*, *Aphanocapsa elachista*, *Radiocystis* sp., *Snowella lacustris* e *Coelomorum tropicalis*), Nostocales (*Anabaena circinalis*, *Anabaena planctonica*, *Anabaenopsis* sp., *Aphanizomenon* cf. *tropicalis*, *A. gracile* e *Cylindrospermopsis raciborskii*) e Oscillatoriales (*Geitlerinema unigranulatum*, *Planktothrix agardhii*, *Pseudanabaena catenata*, *Pseudanabaena* cf.

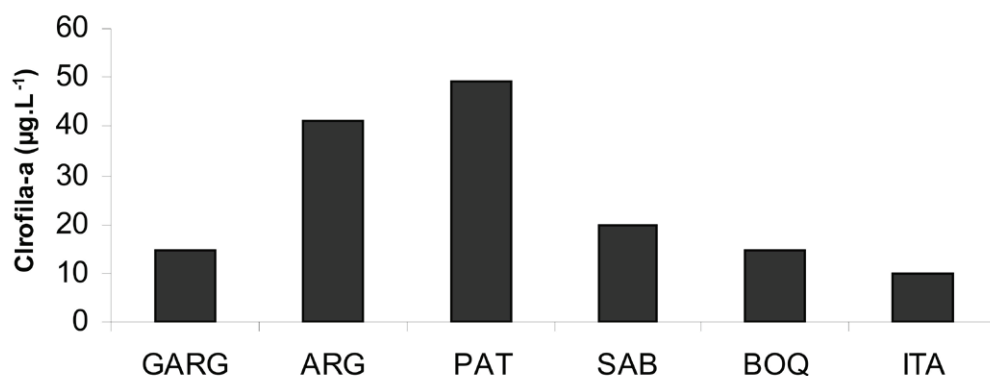


Figura 3. Variação média anual da clorofila-a nos reservatórios do semi-árido do Rio Grande do Norte no período de set/02 mar/04.

GARG=Gargalheiras; ARG=Armando Ribeiro; PAT=Passagem das Traíras; SAB=Sabugi; BOQ=Boqueirão de Parelhas; ITA=Itans.

Figure 3. Annual variation of the α -chlorophyll level in water reservoirs in a semi arid region of Rio Grande do Norte, Brazil, during September/02 to March/04. GARG=Gargalheiras; ARG=Armando Ribeiro; PAT=Passagem das Traíras; SAB=Sabugi; BOQ=Boqueirão de Parelhas; ITA=Itans

moniliformis, *Pseudanabaena* sp. e *Phormidium* sp.). Estes táxons são considerados habitantes comuns de águas rasas tropicais (Komárek 2003), mas são também encontrados em lagos rasos hipereutróficos de região temperada (Nixdorf & Rucker 2003, Naseli-Flores & Barone 2003). A maioria dos táxons encontrados apresenta elevadas densidades em lagos rasos eutróficos brasileiros (Costa *et al.* 2006a, 2006b, Gentil *et al.* 2008, Fonseca & Bicudo 2008, Crossetti & Bicudo 2008).

As algas verdes foram representadas principalmente por espécies pequenas coloniais e isoladas de Chlorococcales. Esse grupo também é bem representado em outros ambientes brasileiros, evidenciando uma boa adaptação dessas espécies em águas rasas tropicais eutrofizadas (Margalef 1983, Dokulil & Teubner 2000, Sant'Anna & Azevedo 2000, Padišák *et al.* 2000). Pequenas diatomáceas (*Aulacoseira* spp., *Cyclotella*) foram bem representativas da classe Bacillariophyceae, co-existindo com cianobactérias (*Microcystis* spp. e filamentosas heterocitadas e não-heterocitadas), embora com menor contribuição para a biomassa total do fitoplâncton. A riqueza de espécies foi maior no período de chuvas (mar/04), devido ao aumento da contribuição das classes Cryptophyceae, Chrysophyceae e Xanthophyceae neste período (Figuras 4 e 5). A detalhada lista das espécies encontradas neste estudo é relatada em Panosso *et al.* (2007).

DINÂMICA DAS CIANOBACTÉRIAS E TOXICIDADE DAS FLORAÇÕES

Apesar da riqueza de espécies ser representada por várias classes, em relação à biomassa, encontramos dominância apenas da classe Cyanobacteria, que apresentou entre 50 e > 90% da biomassa total do fitoplâncton. As amostras foram compostas por baixo número de espécies (9 a 20) e poucas espécies de cianobactérias (2 a 3) integravam quase a totalidade da biomassa na maior parte do período estudado e na maioria dos reservatórios investigados (Figuras 4 e 5). As classes Chlorophyceae e Bacillariophyceae apresentaram significativa contribuição no número de táxons e biomassa nos reservatórios de Itans, Sabugi, Boqueirão e Gargalheiras. Cryptophyceae e Euglenophyceae tiveram maior contribuição relativa apenas no período chuvoso e nos pontos com maior influência fluvial em todos os reservatórios (dados

não mostrados), todavia, alcançaram maior biomassa apenas em Itans, Sabugi, Boqueirão e Gargalheiras.

A grande variação de amplitude da biomassa total do fitoplâncton entre os reservatórios foi atribuída às frequentes ocorrências de florações de cianobactérias. A menor biomassa registrada foi $0,1\text{mm}^3\text{ L}^{-1}$ (SAB-abr/03) e a maior foi $1317\text{mm}^3\text{ L}^{-1}$ (ITA-set/02), correspondente a uma intensa floração de *Microcystis* spp. A biomassa total do fitoplâncton para os seis reservatórios do semi-árido potiguar, excluindo os picos de florações, variou entre $1\text{ a }77\text{mm}^3\text{ L}^{-1}$ (ITA); $0,1\text{ a }68\text{mm}^3\text{ L}^{-1}$ (SAB); $1,7\text{ a }7\text{mm}^3\text{ L}^{-1}$ (BOQ); $3,3\text{ a }65\text{mm}^3\text{ L}^{-1}$ (GARG); $7,4\text{ a }96\text{mm}^3\text{ L}^{-1}$ (PAT) e $99\text{ a }176\text{mm}^3\text{ L}^{-1}$ (ARG). A biomassa registrada em eventos de florações foi de $176\text{mm}^3\text{ L}^{-1}$ (ARG); $191\text{mm}^3\text{ L}^{-1}$ (GARG); $328\text{mm}^3\text{ L}^{-1}$ (SAB); $389\text{mm}^3\text{ L}^{-1}$ (PAT) e $1317\text{mm}^3\text{ L}^{-1}$ (ITA). Huszar *et al.* (2000), constataram que a alta disponibilidade de nutrientes favoreceu a permanência de cianobactérias em altas densidades em oito lagos tropicais situados em diferentes regiões do Brasil, e dominância de cianobactérias também foi observada em dezenas de reservatórios do semi-árido pernambucano (Bouvy *et al.* 2000).

Com base na distribuição temporal da biomassa fitoplanctônica foi possível identificar dois grupos de reservatórios com padrões distintos de biomassa, sendo considerada também a ocorrência de florações. Estes padrões foram fortemente influenciados pela profundidade média (Zmed), a qual variou em função de mudanças no volume de água acumulada nos reservatórios durante o estudo. O primeiro grupo, Itans, Sabugi, Boqueirão e Gargalheiras, caracterizados pelo menor volume acumulado (7-21%) e, portanto, menor Zmed na estiagem, apresentou um padrão bimodal de biomassa fitoplanctônica, com picos de biovolume ao final do período de transição (set/02) e durante o período de chuvas (mar/04) (Figura 4). Esse grupo de reservatórios, na época de chuvas, apresentou menor biomassa ($<77\text{mm}^3\text{ L}^{-1}$) com contribuição entre 30-90% de cianobactérias da ordem Chroococcales em relação à biomassa total e maior contribuição de outros grupos do fitoplâncton, como clorofíceas e diatomáceas, e em menor escala as classes Cryptophyceae e Euglenophyceae.

Ainda nesse primeiro grupo de reservatórios, a estiagem foi caracterizada por alternância de floração de *Microcystis* spp. (94%) e co-dominância de *Anabaena* spp. e *Cylindrospermopsis raciborskii*

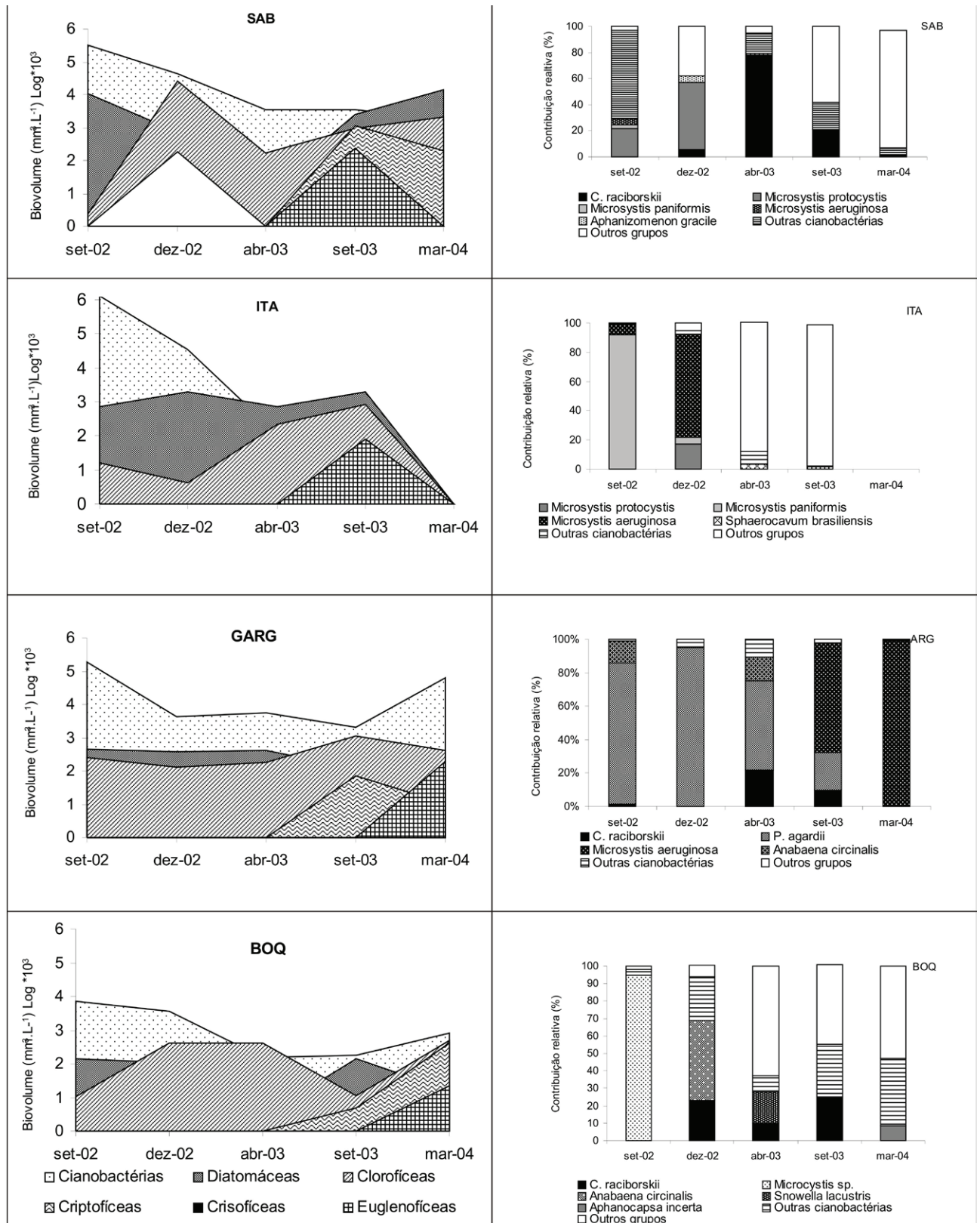


Figura 4. Biomassa da comunidade fitoplanctônica ($\log * 10^3$ do biovolume/ $\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$) e a contribuição relativa (%) das cianobactérias para a biomassa total do fitoplâncton dos reservatórios do Rio Grande do Norte (SAB=Sabugi; ITA=Itans; GARG= Gargalheiras; BOQ=Boqueirão). Período de estiagem (out-jan), de chuva (fev-maio) e interanual de transição (jun-set).

Figure 4. Biomass of phytoplanktonic community ($\log * 10^3$ of biomass volume / $\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$) and relative contribution (%) of cyanobacteria to total biomass of phytoplankton in water reservoirs of a semi-arid region in Rio Grande do Norte State, Brazil. Dry period ranged from October to January, rainy period ranged February to May and the intermediary period lasted June to September. SAB = Sabugi; ITA = Itans; GARG = Gargalheiras; BOQ = Boqueirão.

(45%) em Boqueirão e Sabugi, enquanto que em Itans, as florações foram compostas apenas por espécies de *Microcystis* spp. (>90%) (Figura 4). No período de chuvas (mar/04), esses reservatórios atingiram maior Zmed, menor contribuição relativa das cianobactérias (10% e 20%) e maior contribuição de clorococales nanoplânctônicas. Grande número de táxons de clorococales também foram observados em reservatórios eutróficos na região sudeste (Sant'Ana *et al.* 1989, 1997, Tucci & Sant'Ana 2003) e nordeste brasileiro (Bouvy *et al.* 1999). O reservatório Gargalheiras apresentou alternância de florações de *Microcystis* spp. (90% em set/02) e *Cylindrospermopsis raciborskii* (85% em dez/02) na época de estiagem, com completa dominância de *Microcystis aeruginosa* (87%) na época de chuvas.

O segundo grupo de reservatórios, Armando Ribeiro e Passagem das Traíras, exibiu um padrão temporal de biomassa unimodal, prevalecendo valores elevados

de biomassa fitoplanctônica por longos períodos, sem apresentar variações temporais bem definidas (Figura 5). Nestes reservatórios, a biomassa média foi mais elevada ($>96 \leq 176 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$) com dominância de cianobactérias (>90%), caracterizando-se como intensas florações, em todos os períodos amostrados. Estes reservatórios apresentaram um padrão temporal semelhante quanto à biomassa e dominância de espécies de cianobactérias. Florações de filamentosas heterocitadas e não heterocitadas ocorreram no período de estiagem e florações de Croococales no período de chuvas. A estiagem foi caracterizada por florações mistas e intensas de *Planktotrix agardhii* (>90%) com menor contribuição de *C. raciborskii*, *Anabaena circinalis* e *Aphanizomenon gracile*. Em setembro de 2002, ocorreu intensa floração de *Anabaena circinalis* (71%) associada a *C. raciborskii* (7,3%) e *Planktotrix agardhii* (5%) em Passagem das Traíras. A época de chuvas foi caracterizada pela ocorrência de intensas

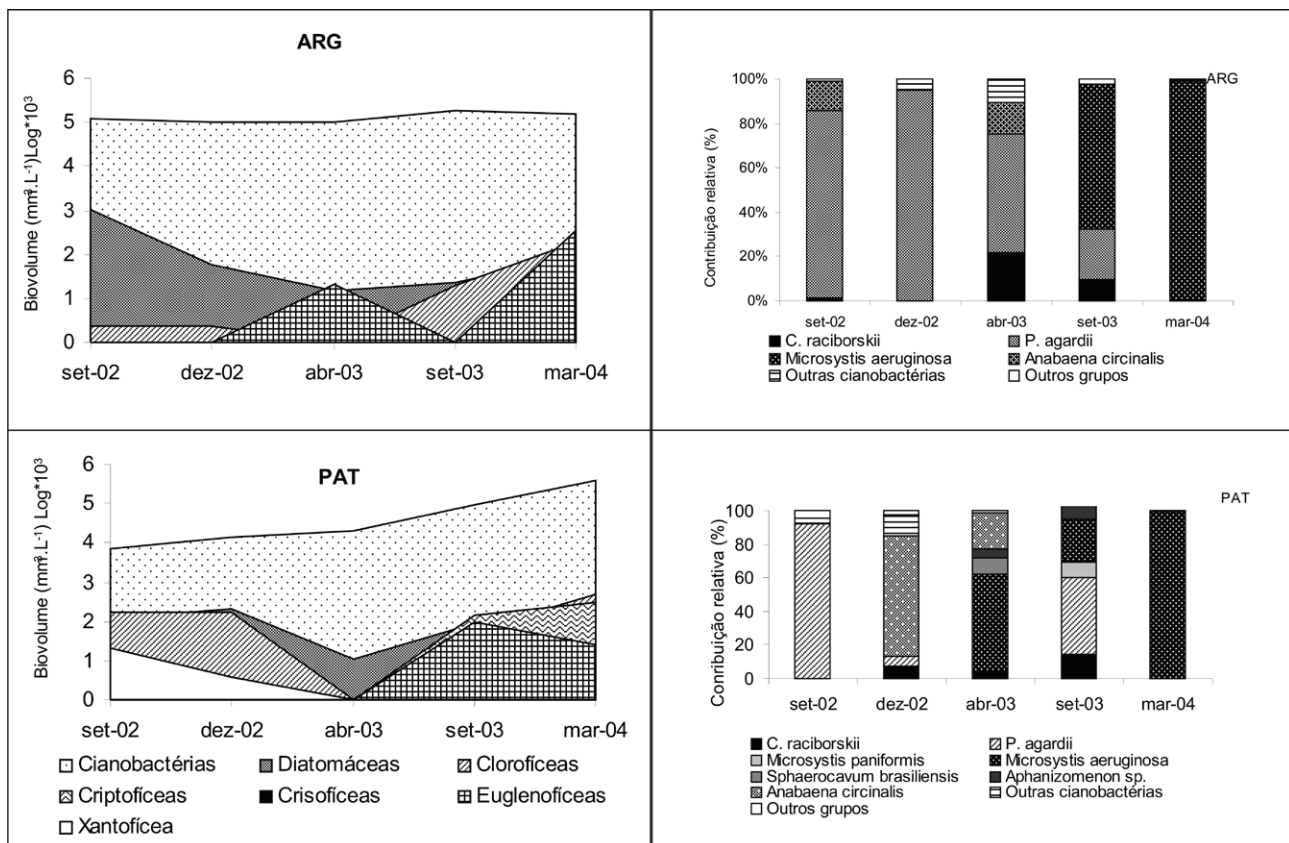


Figura 5. Biomassa da comunidade fitoplanctônica ($\text{Log} \cdot 10^3$ do biovolume / $\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$) e a contribuição relativa (%) das cianobactérias para a biomassa total do fitoplâncton dos reservatórios do Rio Grande do Norte (ARG=Armando Ribeiro e PAT=Passagem das Traíras). Período de estiagem (out-jan), de chuva (fev-maio) e interanual de transição (jun-set).

Figure 5. Biomass of phytoplanktonic community ($\text{log} \cdot 10^3$ of biomass volume / $\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$) and relative contribution (%) of cyanobacteria to the total phytoplanktonic biomass of water reservoirs in a semi arid region of Rio Grande do Norte State, Brazil. Dry period ranged from October to January, rainy period ranged February to May and the intermediary period lasted June to September. SAB = Sabugi; ITA = Itans; GARG = Gargalheiras; BOQ = Boqueirão.

florações de *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis panniformis*, *Microcystis protocystis* e *Microcystis* sp. Esses dois reservatórios, em comparação com os demais, acumularam maior volume de água (34-57%) no período de transição e na estiagem e, portanto, maior Zmed durante o estudo. Na época de chuvas atingiram 97-100% da sua capacidade de acumulação. Coexistência dessas espécies formando permanente floração com alternância de *Microcystis* spp. e *Cylindrospermopsis raciborskii*, além de *Planktotrix agardhii* e *Aphanizomenon gracile* também foi registrada em um lago urbano eutrófico por Crossetti & Bicudo *et al.* (2008).

A análise de redundância (RDA) indicou que os dois primeiros eixos da ordenação explicaram conjuntamente 55,0% do total da variância das espécies (Tabela II). O teste de Monte Carlo com 999 permutações revelou que o primeiro eixo canônico ($F=7,680$; $p = 0,023$) e o traço da matriz ($F=2,025$; $p=0,004$) foram significantes. Dentre as variáveis analisadas, apenas a profundidade média (Zmed), a condutividade elétrica e a razão TN/TP explicaram uma proporção significativa da variância das espécies do fitoplâncton, sendo que a razão TN/TP foi a variável que apresentou menor influência (Tabela III).

O diagrama de ordenação (Figura 6) indica que a biomassa de *P. agardhii*, *C. raciborskii*, *A. circinalis* e biomassa total de cianobactérias foram correlacionadas positivamente com a Zmed e negativamente com a condutividade elétrica. *Microcystis* spp. e outros grupos do fitoplâncton foram inversamente correlacionadas com a razão TN/TP e condutividade elétrica. Padisák (1997) não observou a presença de *Cylindrospermopsis* com valores de condutividade variando entre 197 e 25000 $\mu\text{S cm}^{-1}$, mostrando uma relação inversa desta espécie com a condutividade, apesar da alta tolerância deste táxon para variações iônicas e salinidade.

Os resultados obtidos indicam que a dominância de cianobactérias nos reservatórios do semi-árido potiguar, neste período de estiagem atípica, parece ter sofrido grande influência de outros fatores hidrológicos tais como a relação volume/área além da disponibilidade de luz e nutrientes. Naselli-Flores (2000) mostrou que reservatórios de diferentes estados tróficos caracterizados por constantes flutuações no nível da água influenciam fortemente a composição do fitoplâncton, mais do que nutrientes. Outro estudo

realizado por esse mesmo autor mostra que a redução do volume (90%) dos reservatórios da Sicília na primavera, como consequência da alta demanda de usos no verão, interferiu fortemente na dinâmica do fitoplâncton e nutrientes daqueles reservatórios, levando ao estabelecimento do fenômeno da eutrofização e seleção de espécies de cianobactérias danosas à saúde humana (Naselli-Flores 2003).

Nos reservatórios estudados, assembleias dominadas por cianobactérias filamentosas heterocitadas e não-heterocitadas e *Microcystis* spp. ocorreram como uma consequência da maior estabilidade durante a estiagem prolongada e aumento no tempo de residência da água. A biomassa máxima também ocorreu na estiagem e início das chuvas, sendo todos os picos dominados por cianobactérias heterocitadas. A redução do volume e escassa profundidade dos reservatórios na estiagem parecem promover a alta turbidez diminuindo a disponibilidade de luz e favorecendo a prevalência e aumento da biomassa de espécies de cianobactérias selecionadas para estas condições ambientais. O auto-sombreamento também contribui para o aumento da turbidez na água e representa um importante impacto na estrutura da comunidade fitoplanctônica dominada por cianobactérias (Hubble & Harper 2001). Maior contribuição de outros grupos do fitoplâncton foi observada com a chegada das chuvas, o que pode ter sido consequência de modificações na hidrodinâmica do sistema, na disponibilidade de nutrientes e nos valores de condutividade.

Nos reservatórios do semi-árido potiguar investigados, a estiagem prolongada, alta evaporação, longo tempo de residência e altos níveis de nutrientes, favorecem a condição eutrófica e reduzida transparência. Segundo Smith (1996), baixa disponibilidade de luz é um importante fator para promover a dominância de cianobactérias. A zona eufótica dos reservatórios foi muito baixa no período estudado variando de 1,5 a 4,5m, configurando condições ideais para a dominância de Oscillatoriales e Nostocales, coexistindo com *Microcystis* spp. Neste estudo, observamos densas populações de *Planktotrix agardhii* coexistindo com *C. raciborskii*, *Aphanizomenon gracile* e *Anabaena circinalis* em menor densidade. Em geral, *P. agardhii* é favorecida em ambientes túrbidos e misturados e altamente deficientes de luz (Nixdorf & Rucker 2003).

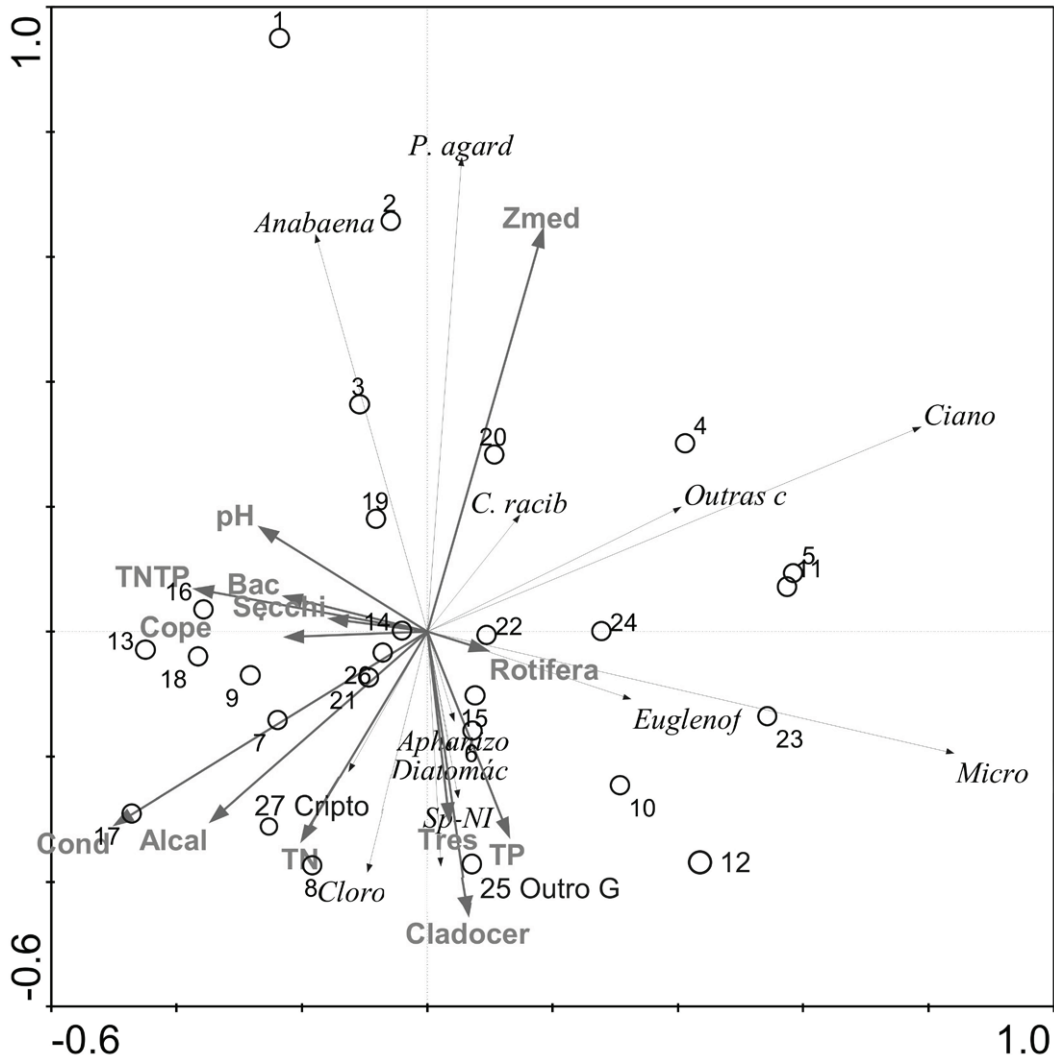


Figura 6. Diagrama de ordenação da RDA ilustrando as relações entre os dados das espécies e das variáveis ambientais. Cianobactéria=Cianobactéria; Micro=Microcystis; C.racib=C. raciborskii; aphanizo=Aphanizomenon; P.agard=Planktothrix agardhii; Diatomac=Diatomácea; Cripto=Criptofíceas; Cloro=clorofíceas; Euglenof=Euglenofíceas; Outro G=outros grupos; Outras c=outras cianobactérias; Sp-NI=Espécie não identificada; Cope=Copépodo; Cladocer=Cladocera; Bac=Bacterioplâncton; Cond=Condutividade; Alcal=Alcalinidade; TN=nitrogênio total; TP=fósforo total; Zmed=profundidade média; Tres=Tempo de residência; TNTP=razão TN/TP.

Figure 6. Diagramatic representation of ordination in the Redundancy Analysis (RDA) illustrating the relationship between results with species and environmental variables analysed. Cianobactéria = cyanobacteria; Micro = Microcystis; C. racib = C. raciborskii; aphanizo = Aphanizomenon; P. agard = Planktothrix agardhii; Diatomac = diatoms; Cripto = Cryptophyceae; Cloro = Chlorophyceae; Euglenof = Euglenophyceae; Outro G = other taxa; Outras c = other cyanobacteria; Sp-NI = unidentified species; Cope = copepods; Cladocer = Cladocerae; Bac = bacterioplankton; Cond = electric conductivity; Alcal = alkalinity; TN = total nitrogen; TP = total phosphorous; Zmed = mean depth; Tres = residence time of water; TNTP = TN/TP ratio.

Tabela II. Autovalores, correlações entre espécies e variáveis ambientais, porcentagem cumulativa da variância dos dados das espécies e a relação das espécies com as variáveis ambientais explicada pelos quatro primeiros eixos da RDA.

Table II. Obtained values, relationship between species and environmental variables, cumulative percentage of the deviation of results with with species, and correlation of species with environmental variables as explained by the first four axes in the redundancy analysis (RDA).

RDA eixos	1	2	3	4
Autovalores	0,354	0,196	0,048	0,028
% Variação	35,4	55,0	59,7	62,5
Correlações	0,868	0,882	0,805	0,660
% Variação	54,3	84,2	91,5	95,8

Tabela III. Variáveis ambientais na ordem da variância de espécies explicada (Lambda 1), juntamente com seus respectivos valores de F e p.
Table III. Environmental variables in order of variance of the explained species alternation (lambda 1) along with respective F and p values.

Variável	Lambda 1	F-ratio	p-value
Zmed	0,10	3,68	0,009
Cond	0,13	3,73	0,013
TN/TP	0,09	2,88	0,034
Secchi	0,06	2,34	0,066
Bac	0,04	1,73	0,137
Copepoda	0,05	1,74	0,141
Tres	0,04	1,64	0,172
TP	0,03	1,71	0,193
Alc	0,03	1,47	0,197
TN	0,04	1,42	0,230
pH	0,02	0,74	0,599
Rotífera	0,01	0,38	0,891
Cladóceras	0,00	0,25	0,949

A co-existência entre *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Planktothrix agardhii*, com alternância nas relações de abundância foi sempre observada nos reservatórios estudados. Apesar de estarem submetidas às mesmas condições ambientais, outros fatores relacionados a especificidades fisiológicas devem influenciar o crescimento dessas espécies. *Cylindrospermopsis* é uma espécie comumente formadora de florações em águas tropicais e sub-tropicais, além de produzir toxinas (Komárek *et al.* 2003).

Em síntese, os resultados obtidos em todos os reservatórios mostraram tendência para a dominância de *Microcystis* spp. no período de transição e chuvoso, alternando para dominância de filamentosas heterocitadas e não-heterocitadas na longa estiagem. A alternância na dominância de cianobactérias filamentosas para *Microcystis* spp. ocorreu sempre com um rápido aumento do volume de água do reservatório e conseqüente aumento na profundidade média (Zmed). Isso sugere que populações de *Microcystis* spp. foram favorecidas em períodos de menor mistura da água, quando os reservatórios aumentaram seu volume de água de < 20% para 100%. O aumento do volume de água e conseqüentemente da profundidade, dificulta a mistura da coluna d'água propiciando a floração de *Microcystis*, principalmente em reservatórios com maior tempo de residência da água, como é o caso dos reservatórios do semi-árido potiguar. Por outro lado, cianobactérias filamentosas heterocitadas, ou não, dominaram em períodos de maior mistura da coluna d'água, caracterizado pela completa e longa estiagem, atipicamente ocorrida entre dez/02 e set/03. Nesta fase, alcançaram alta

biomassa e constância por longo período. O mesmo padrão unimodal de distribuição de biomassa fitoplanctônica, com máxima biomassa prevalecendo por longos períodos, também foi relatado por Huszar *et al.* (2000) para quatro reservatórios do nordeste. De acordo com Margalef (1983), a diversidade de um ambiente eutrófico pode aumentar em períodos de mais mistura de água e a dominância de cianobactérias depende da constância ambiental (Pearl 1988).

Segundo Huszar & Caraco (1998) e Blonqvist *et al.* (1994), cianobactérias são frequentemente associadas a condições eutróficas, mas também são importantes componentes do fitoplâncton em águas oligo e mesotróficas. Neste estudo, cianobactérias foram dominantes mesmo diante das flutuações nas condições de trofia (meso para hipertrofia). Vários estudos mostram que cianobactérias coloniais são comuns em ambientes meso-eutróficos (Reynolds 1984, Huszar *et al.* 2000, Komárek 2003). A dominância de cianobactérias sem variação sazonal marcante por longos períodos é caracterizada como última fase do processo de eutrofização e já é bastante documentada em reservatórios eutróficos europeus (Nixdorf & Rucker 2003, Naselli-Flores 2003, Naselli-Flores & Barone 2003, Berger & Sweers 1988), como também na região sudeste (Gemelgo *et al.* 2008, Gentil *et al.* 2008, Fonseca & Bicudo 2008, Crossetti & Bicudo 2008) e nordeste do Brasil (Costa *et al.* 2006a, Bouvy *et al.* 2000, 2003, Chellappa & Costa 2003).

Recentemente, a abordagem dos grupos funcionais, também referidas como assembléias ou associações fitoplanctônicas, tem sido recomendada como a melhor

descritora das variações dessa comunidade, porque tem apresentado melhor resultado nas previsões das mudanças quali-quantitativas do fitoplâncton, tanto em gradientes temporais quanto tróficos. Esta abordagem fundamenta-se no princípio de que espécies fitoplanctônicas com atributos morfológicos e funcionais similares compartilham requerimentos ecológicos (Reynolds 1997, Reynolds *et al.* 2002). Os reservatórios do semi-árido foram caracterizados pela dominância de cianobactérias (70-100%) de espécies R (ruderal) e S (estresse-tolerante), associadas com pequenas coloniais C (invasivas) assumindo menor importância em termos de biomassa. O grupo Chlorophyceae foi basicamente representado por pequenas Chlorococcales C estrategistas (90%), e Bacillariophyceae somente por espécies de estratégia R (100%).

Cianobactérias de associação M foram compostas essencialmente por *Microcystis panniformis* e *M. aeruginosa* com maior frequência de ocorrência e abundância do que *Microcystis* sp. e *M. protocystis*. A co-existência por longos períodos de *Microcystis* spp. e *Sphaerocavum brasiliense*, embora com menor biomassa, ambas de associação M, sugere que elas apresentam os mesmos requisitos ecológicos. A substituição de espécies do grupo M e S ocorreu com muita frequência durante o estudo, corroborando os resultados encontrados em outros reservatórios brasileiros (Marinho & Huszar 2002). Alternância de florações de *Microcystis* spp. (M) por florações de *Planktothrix* (S₁-Oscillatoriales) e *C. raciborskii* (Sn-Nostocales) foram constantes nos reservatórios. Sn, subdivisão do grupo S, devido ao seu baixo requerimento de luz, aproxima-se ecologicamente das Oscillatoriales e sobrevivem em ambientes com mínimo de energia luminosa em lagos rasos tipicamente enriquecidos (Reynolds *et al.* 2002). Alternância na dominância de *P. agardhii* e *C. raciborskii* foi observada em todos os reservatórios. *C. raciborskii*, com alternativa adaptação entre S (Oscillatoriales) e H (fixadoras de N), apresentou baixa proporção de heterocitos (15%), valor próximo ao registrado para reservatórios brasileiros (10%), e sobreviveu muito bem com alta disponibilidade de nitrato, águas aquecidas e baixa transparência. Isso indica que *P. agardhii* e *C. raciborskii* têm potencial semelhante de crescimento nas condições ambientais encontradas nos reservatórios do semi-árido. O

sucesso de *C. raciborskii* deve-se à tolerância a baixa luminosidade, habilidade de usar fontes internas de fósforo, capacidade de fixar nitrogênio, resistência à herbivoria, alta capacidade de dispersão e sobrevivência em ambientes levemente salinos (Bouvy *et al.* 2003, Marinho & Huszar 2002). A coexistência de diatomáceas (D), com menor biomassa, e cianobactérias do grupo M (*Microcystis* spp.) também foi muito constante nos reservatórios estudados. Na maioria dos reservatórios eutróficos tropicais e subtropicais, cianobactérias e diatomáceas são geralmente os dois grupos fitoplanctônicos predominantes (Tundisi *et al.* 2006), tendo o controle da distribuição sazonal atribuída a vários fatores (Marinho & Huszar 2002). Estes resultados, assim como os que foram registrados por Huszar *et al.* (2000) em um reservatório não deficiente de nitrogênio com dominância de heterocitadas no nordeste brasileiro, se contrapõem à esperada dominância de heterocitadas em ambientes com deficiência de nitrogênio (Blonqvist *et al.* 1994).

A análise da toxicidade das florações, por meio bioensaios com camundongos, revelou a presença de compostos hepatotóxicos no reservatório de Armando Ribeiro em set/02, pois os extratos das amostras produziram efeitos letais nos camundongos, com claros sintomas de hepatotoxicidade, incluindo pilo-ereção, isolamento, distensão das patas traseiras, cólicas abdominais e morte em ~ 40min em 100% dos camundongos testados, com doses entre 800 e 900mg kg⁻¹. A origem dessa hepatotoxicidade foi, provavelmente, a população de *Planktotrix agardhii* que contribuiu com 90% da biomassa fitoplanctônica no reservatório de Armando Ribeiro, quando a amostra hepatotóxica foi coletada. *Planktotrix agardhii* é uma das cianobactérias produtoras de microcistina (hepatotoxina) mais associadas com florações hepatotóxicas (Dittmann & Wiegand 2006). Pesquisas anteriores também confirmaram a presença de hepatotoxinas nos reservatórios Itans, Sabugi, Passagem das Trairas, e Gargalheiras, onde outras espécies, tais como *C. raciborskii* e *M. aeruginosa*, além de *P. agardhii* compunham a maior parte da biomassa fitoplanctônica (Panosso *et al.* 2007).

A presença de hepatotoxinas implica em sérios danos à saúde humana e de animais que consomem água contaminada. Florações de cianobactérias são responsáveis por esporádicos, mas recorrentes,

episódios de envenenamento e morte de animais domésticos e também de populações humanas, associados às águas recreacionais e de abastecimento (Carmichael 2001). Além disso, a acumulação de hepatotoxinas em músculos de peixes também pode ocorrer (Magalhães *et al.* 2001), constituindo-se em importante via de contaminação humana. A população dosemi-áridopotiguar depende exclusivamente da água desses reservatórios para abastecimento doméstico e outros fins, tais como, por exemplo, a aquicultura e irrigação. Assim, a presença de hepatotoxinas implica em riscos de contaminação e conseqüente exposição crônica da população que consome a água e o pescado (peixe ou camarão) contendo a toxina. Esse risco torna-se ainda mais factível na medida em que a maioria das estações locais de tratamento de água realiza tratamento simplificado, com remoção ineficiente das células e, tão pouco, de cianotoxinas. Costa *et al.* (2006a) encontraram >70 mil células mL^{-1} na água pós tratamento no Reservatório de Armando Ribeiro Gonçalves, além de outros reservatórios, excedendo ao limite máximo permitido pela Portaria 518 do Ministério da Saúde que é de 20 mil células mL^{-1} em água bruta. Elevado número de células (10^6 células mL^{-1}) foi encontrado em reservatórios eutrofizados utilizados para abastecimento público em outras regiões do Brasil (Gemelgo *et al.* 2008).

CONCLUSÕES

Os seis reservatórios do semi-árido potiguar estudados apresentaram características limnológicas de lagos tropicais rasos eutróficos, tais como águas aquecidas, baixa transparência, elevadas concentração de nutrientes e biomassa algal. A condição trófica variou de eutrofia, na maior parte do ciclo anual, para meso e hipertrofia-eutrofia, refletindo a variação temporal dos nutrientes e da biomassa algal.

A comunidade fitoplanctônica foi dominada por cianobactérias, compondo baixa diversidade e alta biomassa. As cianobactérias foram expressivamente representadas por espécies potencialmente tóxicas, desenvolvendo freqüentes ocorrências de florações hepatotóxicas.

A seleção de espécies de estratégias morfo-funcionais associadas a condições eutróficas foi bem evidente nos seis reservatórios do semi-árido potiguar, sustentando a abordagem de delimitação de espécies

do fitoplâncton em sistemas tropicais enriquecidos. O fitoplâncton foi representado basicamente por espécies de associação M (S-R estrategistas-*Microcystis* spp.) no período de chuvas e associação S_1 e S_n (R estrategistas-*Planktothrix* e *Cylindrospermopsis*) na estiagem. Alternância na dominância dessas espécies, sobrevivendo com espécies de associação H, H_1 S_1 , (S, R-filamentosas heterocitadas-*Anabaena* spp. e *Aphanizomenon*), K e Lo (C), representadas por pequenas colônias de *Aphanocapsa* e *Snowella*, com menor importância de contribuição relativa também foi registrado.

Poucas espécies colonizadoras (C-estrategistas), juntamente com as espécies que toleram distúrbios (R-estrategistas) e estresse-tolerantes (S-estrategistas), co-existiram por longos períodos. As espécies foram selecionadas por condições de pouca luz (baixa transparência), elevadas disponibilidade de nutrientes, altas temperaturas e condutividade, pH alcalino e elevado tempo de residência, sustentando alta biomassa.

A dominância de cianobactérias e a presença de hepatotoxinas como conseqüência negativa da eutrofização nos reservatórios do semi-árido do Rio Grande do Norte, representa uma ameaça constante e exige medidas de mitigação. Por isso, o monitoramento desses organismos deve ser permanente, visando à proteção da saúde humana e dos recursos hídricos, garantindo a integridade desses ambientes para esta e futuras gerações.

AGRADECIMENTOS: Os autores agradecem ao CNPq pelo apoio financeiro através dos projetos PELD/Caatinga (processo 52.0062./2006-0) e CT-Hidro (processo 550201/2002-5). Ao técnico Edson Santana (UFRN) pelo apoio valioso e fundamental nas coletas de campo. À Profa. Sandra Amaral da Universidade Potiguar pela doação dos camundongos para realização dos bioensaios e Ao Prof. José Luiz Attayde (UFRN) pelo auxílio nas análises estatísticas.

REFERÊNCIAS

- APHA (American Public Health association). 2000. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (20th Edição). Washington, USA. 1193p.
- ARAÚJO, M.F.F. & COSTA, I.A.S. 2007. Comunidades microbianas (bacterioplâncton e protozooplâncton) em reservatórios do semi-árido brasileiro. *Oecologia Brasiliensis*, 11: 422-432.
- BERGER, C. & SWEERS, H.E. 1988. The Ijsselmeer and its

- phytoplankton-with special attention to the suitability of the lake as a habitat for *Oscillatoria agardhii* GOM. *Journal of Plankton Research*, 10: 579-599.
- BLONQVIST, P.; PETERSON, A. & HYENSTRAND, P. 1994. Ammonium-nitrogen: A key regulatory factor causing dominance of non-nitrogen-fixing cyanobacteria in aquatic systems. *Archiv für Hydrobiologie*, 132: 141-164.
- BOURRELLY, P. 1981. *Les algues d'eau douce: initiation à la systématique, 2: Les algues jaunes et brunes, Les Chrysophyceae, Phéophyceae, Xanthophycées et diatomées*. Paris: N. Boubée & Cie, 517 p.
- BOURRELLY, P. 1985. *Les algues d'eau douce: initiation à la systématique, 3: Les algues bleues et rouges, les Eugléniens, Péridiens et Cryptomonadines*. Paris: N. Boubée & Cie. 606 p.
- 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.; PAGANO, M. & TROUSSELIER, M. 2001. Effects of a cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) on bacteria and zooplankton communities in Ingazeira reservoir (northeast Brazil) 2003. *Aquatic Microbial Ecology*, 25: 215-227.
- BOUVY, M.; NASCIMENTO, M.S.; MOLICA, R.J.R.; FERREIRA, A.; HUSZAR, V. & AZEVEDO, M.F.O. 2003. Limnological features in tapacurá reservoir (northeast Brazil) during a severe drought. *Hydrobiologia* 493: 115-130.
- CARMICHAEL, W.W. 2001. Health effects of toxin-producing cyanobacteria: The CyanoHABs. *Human and Ecological Risk Assessment*, 75: 1393-1407.
- CHELLAPPA, N.T. & COSTA, M.A.M. 2003. Dominant and co-existing species of cyanobacteria from a eutrophicated reservoir of Rio Grande do Norte State, Brazil. *Acta Oecologica*, 24: 3-10.
- CHORUS, I. & BARTRAM, J. 1999. *Toxic Cyanobacteria in water: A guide to the Public Health Consequences, Monitoring and Management*. E & FN Spon, London. 416p.
- CODD, G.A. 2000. Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritization of eutrophication control. *Ecological Engineering*, 16: 51-60.
- COLE, G. 1975. *Textbook of Limnology*. Saint Louis: The C.V. Mosby, 283p.
- CONAMA. 2005. Resolução n ° 357, de 17 de março de 2005. Diário Oficial da União, Brasília, 18/03. p. 58.
- COSTA, I.A.S.; SANTOS, A.P.; SILVA, A.A.L.; MELO, S.G.; PANOSSO, R.F. & ARAÚJO, M.F.F. 2006a. Floração de Algas Nocivas: ameaça às águas Potiguares. *Revista Fundação de Apoio a Pesquisa do Rio Grande do Norte*, 14-16.
- COSTA, I.A.; AZEVEDO, S.M.F.O.; SENNA, P.A.; BERNARDO, R.R.; COSTA, S.M. & CHELLAPPA, N.T. 2006b. Occurrence of toxin-producing cyanobacterial blooms in a Brazilian semiarid reservoir. *Brazilian Journal of Biology*, 66: 211-219.
- CROSSETTI, L.O. & BICUDO, C.E.M. 2008. Adaptations in phytoplankton life strategies to composed change in a shallow urban tropical eutrophic reservoir, Garças Reservoir, over 8 years. *Hydrobiologia* 614: 91-105.
- 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, Paraíba. 194p.
- DITTMANN, E. & WIEGAND, C. 2006. Cyanobacterial toxins – occurrence, biosynthesis and impact on human affairs. *Molecular Nutrition. Food Research*, 50: 7-17.
- DOKULIL, M.T. & TEUBNER, K. 2000. Cyanobacterial dominance in lake. *Hydrobiologia*, 438: 1-12.
- ESKINAZI-SANT'ANNA, E.M.; PANOSSO, R.F.; ATTAYDE, J.L.; COSTA, I.A.S.; SANTOS, C.M.; ARAÚJO, M. & MELO, J.L. 2006. Águas Potiguares: Oásis ameaçados. *Revista Ciência Hoje*, 39: 68-71.
- ESKINAZI-SANT'ANNA, E.M.; MENEZES, R.; COSTA, I.A.S.; PANOSSO, R.; ARAÚJO, M.F.F. & ATTAYDE, J.L. 2007. Composição da comunidade zooplanctônica em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. *Oecologia Brasiliensis*. 11: 410-421.
- FONSECA, B.M. & BICUDO, C.E.M. 2008. Phytoplankton seasonal variation in a shallow stratified eutrophic reservoir (Garças Pond, Brazil). *Hydrobiologia*, 600: 267-282.
- GEMELGO, M.C.P.; SANT'ANNA, C.L.; TUCCI, A. & BARBOSA, H.R. 2008. Population dynamics of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju, a cyanobacteria toxic species, in water supply reservoirs in São Paulo, Brazil. *Hoehnea*, 35: 297-307.
- GENTIL, R.C.; TUCCI, A. & SANT'ANNA, C.L. 2008. Dinâmica

- da comunidade fitoplanctônica e aspectos sanitários de um lago urbano eutrófico em São Paulo, SP. *Hoehnea*, 35: 265-280.
- GLIWICZ, Z.M. 1990. Why do Cladocerans fail to control algal blooms? *Hydrobiologia*, 200: 83-97
- HILLEBRAND, H.; DURSELEN, C.D.; KIRSCHTEL, D.; POLLINGHER, U. & ZOHARY, T. 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology*, 35: 403-424.
- HUBBLE, D.S. & HARPER, D.M. 2001. Impact of light regiment and sel-shading by algal cells on primary productivity in the water column of a shallow tropical lake (lake Naivasha, Kenya) Lakes & Reservoirs: *Research and Management*, 6: 143-150.
- HUSZAR, V.L.M. & CARACO, N. 1998. The relationship between phytoplankton composition and physical chemical variables: a comparison of taxonomic and morphological-functional approaches in six temperate lakes. *Freshwater Biology*, 40: 1-18
- HUSZAR, V.L.M. & SILVA, L.H.S. 1999. *A estrutura da comunidade fitoplanctônica no Brasil: cinco décadas de estudo*. Limnotemas, Rio de Janeiro, v. 2. 32p.
- HUSZAR, V.L.M.; SILVA, L.H.S.; MARINHO, M.M.; DOMINGOS, P. & SANTA'ANNA, C.L. 2000. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. *Hydrobiologia*, 424: 67-77
- JOCHIMSEN, E.M.; CARMICHAEL, W.W.; AN, J., CARDO, D.M.; COOKSON, S.T.; HOLMES, C.M.D.; ANTUNES, M.B.D.; DE MELO, D.A.; LYRA, T.M.; BARRETO, V.S.T.; AZEVEDO, S.M.F.O. & JARVIS, W.R. 1998. Liver failure and death after exposure to microcystins at a hemodialyses center in Brazil. *New England Journal of Medicine*, 338: 873-878.
- KOMÁREK, J. 2003. *Cocoid and colonial Cyanobacteria*. Pp 59-116 In: J.D. Wehr & R.G. Sheath (eds.) *Freshwater algae of North America: ecology and classification*. USA, Academic Press. 950p.
- KOMÁREK, J. & ANAGNOSTIDIS, K. 1989. Modern approach to the classification system of cyanophytes. 4: Nostocales. *Algological Studies*, 56: 247-345.
- KOMÁREK, J. & ANAGNOSTIDIS, K. 1999. *Cyanoprokariota*, 1: Chroococcales. Pp. 1-548 In: H. Ettl; G. Gärtner; H. Heyning & D. Möllenhauer. (eds.). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. V 19 (1). Gustav Fischer Verlag, Jena. 515p.
- KOMÁREK, J. & ANAGNOSTIDIS, K. 2005. *Cyanoprokariota*, 2: Oscillatoriales. Pp.1-758. In: B. Büdel; L. Krienitz; G. Gärtner & M. Schagerl, (eds.). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. V 19 (2). Elsevir gmbh, münchen. 758p.
- KOMÁREK, J.; KLING, H. & KORMARKOVA, J. 2003. *Filamentous Cyanobacteria*. Pp. 117-196. In: J.D. Wehr & R.G. Sheath (eds.). *Freshwater algae of North America: ecology and classification*, USA: Academic Press. 918p.
- LAL, R. 1985. Soil erosion and sediment transport research in tropical Africa. *Hydrology Science. Journal*. 30: 239-256.
- LUND, J.W.G.; KIPLING, C.; Le & Le CREN, E. D.1958. The inverted microscope method of estimating algae number and the 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.
- MARGALEF, R. 1983. *Limnologia*. Editorial Òmega, Barcelona. 1009p.
- MARINHO, M.M. & HUSZAR, V.L.M. 2002. Nutrient availability and physical conditions as controlling factors of phytoplankton composition and biomass in a tropical reservoir (Southeastern Brazil). *Archiv für Hydrobiologie*, 153: 443-468.
- MARTIN, C.P.S. 2006. *Utilização de métodos moleculares na detecção de Microcystis spp. potencialmente hepatotóxicas em reservatórios de água do Rio Grande do Norte*. Dissertação de Mestrado em Genética e Biologia Molecular, UFRN, Rio Grande do Norte. 52p.
- MORALES, C. 2003. *Ocorrência de cianotoxinas e efeito do aporte de nutrientes N:P na biomassa e composição do fitoplâncton de 5 ambientes lacustres do Estado do Rio Grande do Norte*. Dissertação de Mestrado, Natal. 51p.
- NASELLI-FLORES, L. & BARONE, R. 2003. Steady state assemblages in a Mediterranean hypertrophic reservoir. The role of *Microcystis* ecomorphological variability in maintaining an apparent equilibrium. *Hydrobiologia* 502: 133-143.
- NASELLI-FLORES, L. 2000. Phytoplankton assemblages in twenty-one Sicilian reservoirs: relationship between species composition and environmental factors. *Hydrobiologia*, 424: 1-11.
- NASELLI-FLORES, L. 2003. Man-made lakes in Mediterranean semi-arid climate: the strange case of Dr. Deep Lake and Mr. Shallow Lake. *Hydrobiologia*, 506-509:13-21.
- NIXDORF, B. & RÜCKER, J. 2003. Phytoplankton assemblages

- and steady state in deep and shallow eutrophic lakes- an approach to differentiate the habitat properties of Oscillatoriales. *Hydrobiologia*, 502: 111-121.
- OECD (Organization for Economic Cooperation and Development). 1982. *Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control*. Final Report. OECD Cooperative Programme on Monitoring of Inland Waters (Eutrophication Control). Paris, France.
- PADISÁK, J. 1992. Seasonal succession of phytoplankton in a large shallow lake (Balaton, Hungary)- a dynamic approach to ecological memory, its possible role and mechanisms. *Journal of Ecology*, 80: 217-230
- PADISÁK, J. 1997. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raja, an expanding highly adaptative cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. *Arch für Hydrobiology*, 107: 563-593.
- PADISÁK, J.; BARBOSA, F.A.R.; BORBÉLY, G.; BORICS, G.; CHORUS, E.L.G.; ESPINDOLA, G.; HEINZE, O.; ROCHA, O.; TOROKNÉ, A.K. & VASAS, G. 2000. Phytoplankton composition, biodiversity and a pilot survey of toxic cyanoprocaaryotes in a large cascading reservoir system (Tiête, basin, Brazil). *Verh International Limnology*, 27: 2734-2742.
- PEARL, H.W. 1988. *Growth and reproductive strategies of freshwater blue-green algae (cyanobacteria)*. Pp. 261-305. In: C.D. Sandgren (ed). *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*, Cambridge: Cambridge Univ. Press. 442p.
- PANOSSO, R.F.; COSTA, I.A.S.; SOUZA, N.R.; ATTAYDE, J.L.; CUNHA, S.R.S. & GOMES, F.C.F. 2007. Cianobactérias e Cianotoxinas em reservatórios do Estado do Rio Grande do Norte e o potencial controle das florações pela tilápia do nilo (*Oreochromis niloticus*). *Oecologia Brasiliensis*. 11: 433-449.
- PORTARIA MS nº 518, 2004. Ministério da Saúde. Secretaria de vigilância em Saúde, Coordenação Geral e Vigilância em saúde Ambiental, 28p.
- REDFIELD, A.C. 1958. The biological control of chemical factors in the environment. *American Science*. 46: 205-221.
- REYNOLDS, C.S. 1984. Phytoplankton periodicity: the interactions of form, function and environmental variability. *Freshwater Biology*, 14: 111-142
- REYNOLDS, C.S. 1987. Cyanobacterial water blooms. Pp. 67-143. In: J. Callow (ed.) *Advances in botanical research*, Academic Press, London. 376p.
- REYNOLDS, C.S. 1997. *Vegetation Processes in the Pelagic: A model for Ecosystems theory*. Ecology Institute, Oldendorf/Luhe. 371p.
- REYNOLDS, C.S.; PADISÁK, J. & SOMMER, U. 1993. Intermediate disturbance in the ecology of phytoplankton on the maintenance of species diversity: a synthesis. *Hydrobiologia*, 249: 183-188.
- REYNOLDS, C.S.; HUSZAR, V.; KRUK, C.; NASELLI-FLORES, L. & MELO, S. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*. 24: 417-428.
- ROUND, F.E. 1971. The taxonomy of the chlorophyta II. *British Phycological Journal*, 6: 235-264.
- SANT'ANNA, C.L. & AZEVEDO, M.T.P. 2000. Contributions to the knowledge of toxic cyanobacteria from Brazil. *Nova Hedwigia*, 71: 359-385.
- SANT'ANNA, C. L.; AZEVEDO, M.T.P. & SOURMUS, L. 1989. Fitoplâncton do Lago das Garças, Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP, Brasil: Estudo taxonômico e aspectos ecológicos. *Hoehnea*, 16: 89:131.
- SANT'ANNA, C.L.; SOURMUS, L.; TUCCI, A. & AZEVEDO, M.T.P. 1997. Variação sazonal do fitoplâncton do Lago das garças, São Paulo, Sp, Brasil. *Hoehnea*, 24: 67:86.
- SANT'ANNA, C.L.; AZEVEDO, M.T.P.; WERNER, V.R.; DOGO, C.R.; RIOS, F.R. & CARVAHO, R.L. 2008. Review of toxic species of Cyanobacteria in Brazil. *Algological Studies*, 126: 251-265.
- SHAPIRO, J. 1990. Current beliefs regarding dominance by blue-greens: the case for the importance of CO₂ and pH. *Verh international Verein Limnology*, 24: 38-54.
- SIMONSEN, R. 1979. The diatom system: ideas on phylogeny. *Bacillaria*, 2: 9-71.
- SMITH, P.T. 1996. Light and nutrients effects on the relative biomass of blue-green algae in lake phytoplankton. *Canadian Journal Fish and Aquatic sciences*, 43: 148-153.
- SMITH, V.H. 1983. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science*, 221: 669-671
- SOUZA, W.; ATTAYDE, J.L.; ROCHA, E. & Eskinazi-Sant'Anna. 2008. The response of zooplankton assemblages to variations in the water quality of four man-made lakes in semi-arid northeastern Brazil. *Journal of Plankton Research*, 30: 699-708.
- TER BRAAK, C.J.F. & PRENTICE, I.C. 1988. A theory of gradient analysis. *Advance Ecology Research*, 18: 271-313.
- TER BRAAK, C.J.F. & SMILAUER, F. 1998. CANOCO reference manual and user's guide to CANOCO for Windows: software for

canonical community ordination (version 4). Microcomputer power, Ithaca, New York.

THORNTON, J.A. & RAST, W. 1993. A test of hypotheses relating to the comparative limnology and assessment of eutrophication in semi-arid man-made lakes. Pp.1-24. *In*: M. Straskabra, J.G. Tundisi & A. Duncan (Eds). Comparative Reservoir Limnology on water Quality Management. 291p.

THORNTON, J.A. & RAST, W. 1989. Preliminary observations on nutrient Enrichment of semi-arid Mamed Lakes in the Northern end Southern Hemispheres. *Lake and Reservoir Managemment* 5: 59-66.

TUCCI, A. & SANT'ANNA, C.L. 2003. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju (Cyanobacteria): variação semanal e relações com fatores ambientais em um reservatório eutrófico, São Paulo, SP, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*. 26: 97-112.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ABE D. S.; ROCHA, O. & STARLING, F. 2006. Limnologia de águas interiores: impactos, conservação e recuperação de ecossistemas aquáticos. Pp. 203-240. *In*: A. da C. Rebouças; B. Braga & J.G. Tundisi (Org.). Águas Doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação. 3 ed. São Paulo - SP: Escrituras Editora. 703p.

UHELINGER, V. 1964. Étude statistique des méthodes de dénobrement planctonique. *Arch Science*, 17: 121-23.

ÜTERMOHL, H. 1958. Zur vervollkommung der quantitativen phytoplankton methodik. Mitteilungen. Internationale Vereinigung fuer Theoretische und *Angewandte Limnologie*, 9: 1-38.

VALDERRAMA, J.C. 1981. The simultaneous analysis of total and phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry*, 10: 109-122.

WATSON, S.B.; McCAULEY, E. & DOWNING, J.A. 1997. Paterns in phytoplankton-methodik. *Verh international Verein Limnology*, 9: 7-38.

Submetido em 24/11/2008.

Aceito em: 06/04/2009.