

Cianobactérias em reservatórios do Estado da Paraíba: ocorrência, toxicidade e fatores reguladores

Vasconcelos, J.F.¹; Barbosa, J.E.L.²; Diniz, C.R.³; Ceballos, B.S.O.⁴

¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes aquáticos, Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura (Nupélia), Universidade Estadual de Maringá . (janyuepb@gmail.com)

²Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Estadual da Paraíba.

^{2,3,4}Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Estadual da Paraíba.

Cianobactérias: Velhos amigos, novos problemas

Cianobactérias são organismos procariotos fotossintetizantes, que devido a uma longa história evolutiva, datada do pré-cambriano, foram capazes de colonizar todos os ecossistemas do planeta (Farquahr *et al.*, 2000). Estes organismos propiciam uma extraordinária e ampla faixa de contribuição para a vida dos humanos, apresentando inclusive importância econômica (Mann & Carr, 1992). Além de produção primária de matéria orgânica e da fixação biológica de nitrogênio por algumas espécies, o uso de cianobactérias na produção de alimentos com valores nutricionais elevados e de produtos farmacológicos, assim como a conversão de energia solar e sua participação no sequestro de carbono evidenciam potencial futuro promissor (Skulberg, 1995; Kreitlow *et al.*, 1999). Mas apesar das propriedades benéficas das cianobactérias serem de considerável significância, elas também apresentam características detrimenais de igual importância e pelas quais foram mais conhecidas.

O abundante crescimento de cianobactérias em reservatórios de água, cria vários problemas no suprimento de água, por apresentarem florações (“blooms”) com a produção de toxinas e conseqüentemente aumento na incidência de intoxicações em animais e humanos, além de tornarem ambientes impróprios para a pesca e a recreação (Carmichael, 1992; Carmichael & Falconer, 1993). As florações de cianobactérias são o resultado do crescimento exagerado destes organismos em quantidades superiores a 10^3 células por mL, causando impacto negativo na qualidade da água, além de tornar os ambientes impróprios também para a pesca e recreação (Carmichael & Falconer 1993).

As toxinas de cianobactérias (cianotoxinas) são produtos naturais tóxicos produzidos por várias espécies formadoras de florações. Cerca de 40 espécies de

cianobactérias produzem diversas toxinas, incluindo as neurotoxinas, (anatoxinas e saxitoxinas), hepatotoxinas, (microcistinas e nodularinas), cilindrospermopisinas e lipopolissacarídeos (Carmichael & Falconer 1993; Carmichael 1997).

Cianotoxinas causam inconvenientes sanitários como alterações no cheiro, na cor e no sabor das águas, além de produzir toxidez. Quando ingeridas através da água ou do consumo do pescado, afetam a saúde humana e são responsáveis pelo envenenamento de animais aquáticos, domésticos e selvagens (Carmichael, 2001).

Manifestações tóxicas em animais causadas por blooms de cianobactérias de água doce são reportadas na literatura desde o século XIX. A revisão pioneira de Schwimmer e Schwimmer (1968) refere-se aos trabalhos iniciados de Francis (1879) e mais 65 outros casos episódios de toxicidade de microalgas de água doce. Tais relatos constam de diversas ocorrências de blooms com incidentes tóxicos em diferentes áreas: na Austrália com *Nodularia*, nos U.S.A com *Gleotrichia*, *Aphanizomenon* e *Microcystis*, e na Finlândia com *Anabaena*. Ocorrência de florescimentos com envenenamento são relatados por Sivonen (1996) e Carmichael (1992). No Brasil, já foi confirmado a ocorrência de cepas tóxicas de cianobactérias em corpos d'água dos Estados de São Paulo, Rio de Janeiro, Minas Gerais, Paraná, Bahia, Pernambuco e do Distrito Federal.

Os fenômenos das florações de cianobactérias estão relacionados a processos de eutrofização dos ecossistemas aquáticos. A eutrofização em açudes do trópico semiárido toma conotações dramáticas, haja vista, ser bem estabelecidos porque as florações são mais intensas e frequentes no Nordeste em virtude de elevadas temperaturas da água todo o ano e as longas horas de luz por dia, que estimulam a fotossíntese e a multiplicação das cianobactérias (Bouvy, *et al.* 2000; Chorus e Bartram, 1999, Azevedo, 2005; Molica *et al.* 2005). Acrescenta-se, a morfologia dendrítica dos açudes, que facilita a estagnação localizada da água, o baixo tempo de renovação ou alto tempo de detenção hidráulica projetado, a pouca profundidade e o extenso espelho de água, que favorecem o aquecimento e a evaporação, além da natureza alcalina e a alta condutividade. Estes fatores morfométricos, hidrológicos e de qualidade estimulam a ocorrência das cianobactérias e exigem um manejo mais complexo e cuidadoso.

Bouvy *et al.* (1999) em um levantamento do fitoplâncton de 39 açudes do Estado de Pernambuco em 1998, constataram que 70% destes ambientes desenvolviam florações de cianobactérias potencialmente tóxicas, principalmente, *Microcystis aeruginosa* e *Cilyndrospermopsis raciborskii*. Panosso *et al.*, (2007) em estudos da

comunidade fitoplanctônica, na bacia do rio Piranhas - Açu, detectaram que dos dez açudes do semi-árido Potiguar, sete apresentaram mais de 90% de sua comunidade fitoplanctônica representada por cianobactérias potencialmente tóxicas em alta densidade (vide artigo em Boletim da ABLimno anterior a este).

O presente trabalho tem o objetivo contribuir no conhecimento da distribuição geográfica das cianobactérias, relatando as ocorrências, eventos de toxicidade e possíveis fatores reguladores desses eventos no Estado da Paraíba.

Potencial Hídrico do Estado da Paraíba

Os recursos hídricos do Estado da Paraíba estão distribuídos em onze bacias hidrográficas (Figura 1), que contém mais de 123 reservatórios de capacidade superior a 15 milhões de m³ destinados ao abastecimento público, o que proporciona uma capacidade de armazenamento de quase 4 milhões 3.906.773.462 m³. As bacias hidrográficas do Rio Piranhas e Rio Paraíba, além de serem as maiores em extensão territorial (cerca de 81,75% da área do Estado) da Paraíba, também são as que apresentam os maiores potenciais de acumulação com 66,93% e 28,25% respectivamente.

A bacia hidrográfica do Piranhas-Açu, totalmente inserida no clima semiárido nordestino, possui uma área total de drenagem de 43.681,50 km², com 26.183,00 Km², correspondendo a 60% da área no Estado na Paraíba (PB), e 17.498,50 km², correspondendo a 40% da área no Estado do Rio Grande do Norte (RN). Contempla 147 municípios, sendo 45 municípios no Estado do Rio Grande do Norte e 102 municípios no Estado da Paraíba e conta com uma população total de 1.363.802 habitantes, sendo que 914.343 habitantes (67%) no Estado da Paraíba e 449.459 habitantes (33%) no Estado do Rio Grande do Norte. Dos 68 reservatórios desta bacia localizados no Estado da Paraíba, o sistema de reservatórios Curema-Mãe D'Água, com capacidade de armazenamento de 1,3 bilhão de m³, garante o abastecimento urbano e rural, pereniza diversos rios de pequeno porte, possibilitando o desenvolvimento agrícola desta região e é considerado estratégico para o desenvolvimento sócio-econômico do sertão paraibano.

A bacia hidrográfica do rio Paraíba, com uma área de 20.071,83 km², compreendida ente as latitudes 6°51'31" e 8°26'21" Sul e longitudes 34°48'35"; e 37°2'15" Oeste. É a segunda maior do Estado da Paraíba, pois abrange 38% do seu território, abrigando 1.828.178 de habitantes que correspondem a 52% da sua população

total. Considerada uma das mais importantes do semi-árido nordestino, ela é composta pela sub-bacia do Rio Taperoá e regiões do alto, médio e baixo curso do Rio Paraíba.

Os 38 reservatórios distribuídos em sua rede fluvial são de usos múltiplos, no entanto o abastecimento público é a principal finalidade seguida da dessedentação animal e aquicultura.

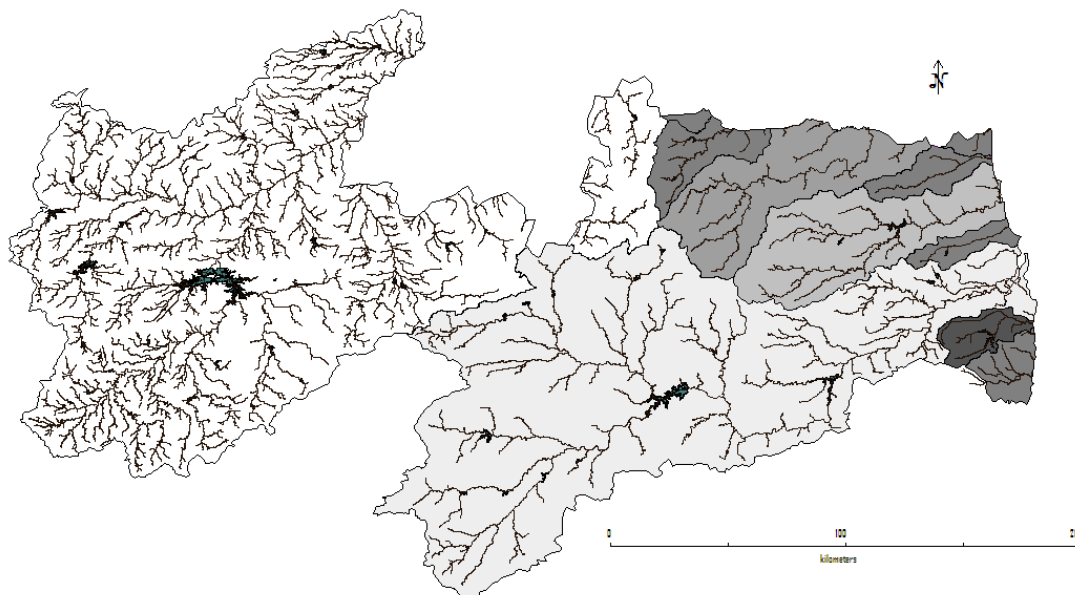


Figura 1. Bacias hidrográficas do Estado da Paraíba. (Os pontos em destaque referem-se aos reservatórios monitorados pelo Laboratório de Ecologia Aquática - LEAq/UEPB)

Histórico da ocorrência de cianobactérias em reservatórios paraibanos

Os primeiros registros de florações de cianobactérias na Paraíba foram reportados no parque Solón de Lucena (Barbosa *et al.*, 2001), uma lagoa natural urbana localizada na capital. Dos reservatórios destinados ao abastecimento, os primeiros registros de cianobactérias ocorreram no reservatório Acauã, na região do Médio Rio Paraíba, apresentando de florações de *Microcystis aeruginosa* e *Cylindrospermopsis raciborskii* (Barbosa & Watanabe, 2000; Mendes & Barbosa, 2004). Pesquisas associadas ao programa PELD Caatinga em andamento desde 2002, realizam monitoramento bimensal em nove reservatórios do Estado e constataram freqüentes ocorrências de florações de cianobactérias, destacando-se os trabalhos de Araújo *et al.* (2006) no reservatório de Soledade; Nascimento *et al.* (2006) e Lins (2006), na Barragem de Acauã.

Macedo *et al.* (2009) reportaram a ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas em 18 reservatórios de abastecimento público do Estado, o que compreende mais de 83% do volume total de água de abastecimento, sendo em 12 destes verificadas florações de *Microcystis aeruginosa*, *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Plankthotrix agardii*. França e Barbosa (2010) detectaram ocorrência de florações de cianobactérias constantes (período de junho/2008 a julho/2009) em três reservatórios da bacia do Alto rio Paraíba, os quais são possíveis receptores das águas a serem transpostas do Rio São Francisco.

Florações de cianobactérias, toxicidade e potencial de bioacumulação

A ocorrência de florações de cianobactérias nos reservatórios da Paraíba tem sido registrada com frequência e aumentos sucessivos ao longo do tempo, notadamente entre os anos de 2006 a 2009. Dentre os 20 maiores reservatórios de abastecimento do estado, 3% apresentaram florações de cianobactérias no ano de 2006. Em 2007 o percentual passou a ser 20%, em 2008 45% e 62% em 2009 (Figura 2A). Esses dados se relacionam com o aumento da eutrofização associada aos impactos antropogênicos crescentes nas bacias hidrográficas.

Ao longo do monitoramento dos principais reservatórios do Estado, observou-se crescente acúmulo de fósforo total, com médias de 30,50 µg/L (DP= 72,55), 45,20 µg/L (DP= 102,30), 132,7 µg/L (DP=63,8) e 178,7 µg/L (DP=59,7), para os anos de 2006, 2007, 2008 e 2009 respectivamente e conseqüente aumento dos níveis de eutrofização. Em 2006, 7,7 % dos reservatórios apresentaram-se eutróficos, em 2007, 30,8%, em 2008 42,3% e em 2009 57,7% (Figura 2B).

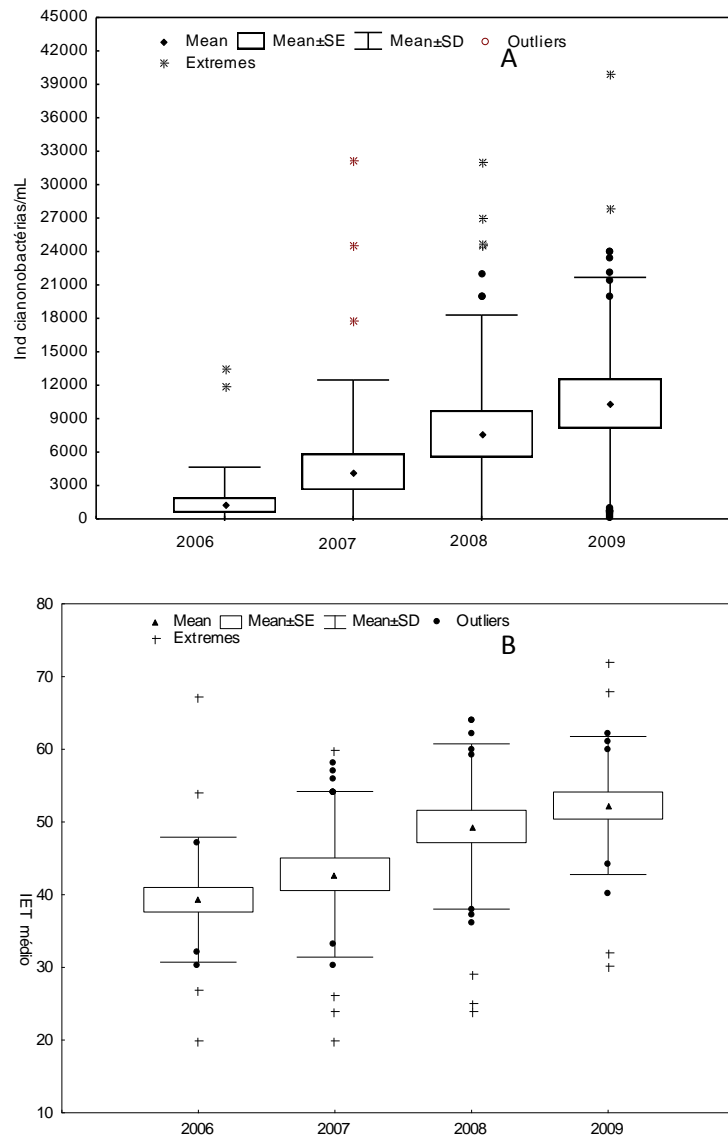


Figura 2. Variação da densidade de cianobactérias (A) e IET (Índice de Estado Trófico)médio (B) em 26 reservatórios do Estado da Paraíba entre os anos de 2006 e 2009.

A crescente eutrofização dos reservatórios está relacionada com os vários usos múltiplos das bacias hidrográficas: irrigação, ausência de tratamento de esgotos nas cidades com conseqüente lançamento de efluentes os cursos de rios, atividade de pecuária e atividades agrícolas. Mais recentemente a implantação de cultivo de peixes em tanques rede, ocorrido em diversos reservatórios do semiárido Paraibano tem também contribuído significativamente para o incremento da eutrofização desses sistemas. O cultivo de tilápia em tanques redes é um importante fator relacionado ao crescimento das concentrações de nutrientes e clorofila-a e redução da luminosidade na

coluna de água. Essa atividade é uma importante fonte antropogênica de impactos no reservatório (Starling *et al.* 2002), justamente pela liberação de substâncias dissolvidas ou em suspensão nos reservatórios. Essas substâncias são, na maioria das vezes, oriundas de metabólitos e das sobras das rações. Elas aumentam o material particulado, que por sua vez, sofre decantação. Partículas inorgânicas suspensas em reservatórios de zona semiárida podem elevar as concentrações de fósforo particulado na coluna de água.

Constata-se para 70% dos reservatórios monitorados concentrações de NID com médias de 130,2 $\mu\text{g/L}$ (DP=215,4). O *input* externo de nitrogênio e fósforo ocorre com frequência em reservatórios utilizados para a piscicultura intensiva em decorrência da ração fornecida aos peixes, o que justifica as elevadas taxas de nitrogênio nos reservatórios.

Segundo Kosten *et al.* (2009), cianobactérias fixadoras de nitrogênio ocorrem com mais frequência em ambientes enriquecidos por fósforo (TP > 200 μgL^{-1}) embora em reservatórios menos enriquecidos (TP < 50) as cianobactérias N-fixadoras podem contribuir com até 50% da biomassa. Apesar de adaptadas com estruturas fixadoras de nitrogênio, estas algas foram observadas com maior frequência em ambientes enriquecidos por nitrogênio (NID > 100 μgL^{-1}). Assim a disponibilidade de nitrogênio e fósforo, associada a baixa transparência da água, favoreceram o desenvolvimento de cianobactérias nos reservatórios.

Toxicidade de Cianobactérias em reservatórios do estado da Paraíba

As espécies de cianobactérias mais frequentes formando florações em reservatórios da Paraíba são *Microcystis aeruginosa*, *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Plankthotrix agardii* (tabela I), que são potencialmente produtoras de toxinas. Estas dominaram a comunidade fitoplanctônica em 16 reservatórios, principalmente em períodos de baixas precipitações pluviométricas, representando 73,1% do total de indivíduos desse período e 54,8% do número total de algas nos períodos de cheias.

Tabela 1. Cianobactérias dominantes em 20 reservatórios de abastecimento público do Estado da Paraíba nos anos de 2006-2009.

Açude	Bacia Hidrográfica	Espécie
Gramame	Gramame	<i>Microcystisaeruginosa</i>
Acauã	Paraíba	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> <i>Planktothrixagardii</i>
Araçagi		<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> <i>Planktothrixagardii</i>
Soledade	Paraíba	<i>Planktothrixagardii</i>
Vaca Brava	Paraíba	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> <i>Oscillatoria tenuíssima</i>
Açude Luiz Heleno	Paraíba	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>
Camalaú	Paraíba	<i>Microcystis aeruginosa</i> <i>Planktothrixagardii</i>
Capoeira		<i>Microcystis aeruginosa</i>
Sumé	Paraíba	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>
Lagoa Do Arroz		<i>Microcystis aeruginosa</i>
Cordeiro	Paraíba	<i>Microcystis aeruginosa</i>
Carneiro		<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> <i>Microcystis aeruginosa</i>
Condado		<i>Microcystis aeruginosa</i> <i>Planktothrixagardii</i>
Cachoeira Dos Cegos		<i>Microcystis aeruginosa</i>
Saco		<i>Microcystis aeruginosa</i>
Brucas		<i>Microcystis aeruginosa</i> <i>Planktothrixagardii</i>
Jenipapeiro		<i>Microcystis aeruginosa</i>
Baião		<i>Microcystis aeruginosa</i>
Coremas	Piranhas	<i>Microcystis aeruginosa</i>
Engenheiro Ávidos		<i>Microcystis aeruginosa</i> <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>

Em vinte dos reservatórios de maior representatividade para o abastecimento da população paraibana, realizou-se entre os períodos de seca e chuva dos anos de 2008-2009, testes de toxicidade a microcistina com o intuito de avaliar a toxicidade das recorrentes florações de cianobactérias. Nos períodos de secas 55% dos reservatórios foi detectado microcistina, destes apenas 15% apresentaram valores abaixo de 1 µg/L, em conformidade com o sugerido pela resolução Conama, 357/05. Este limite é igual ao proposto pela Portaria 518/2004-MS de águas para consumo após potabilizadas (Figura 3). No período de chuvas apenas 20% dos reservatórios apresentaram microcistina na água.

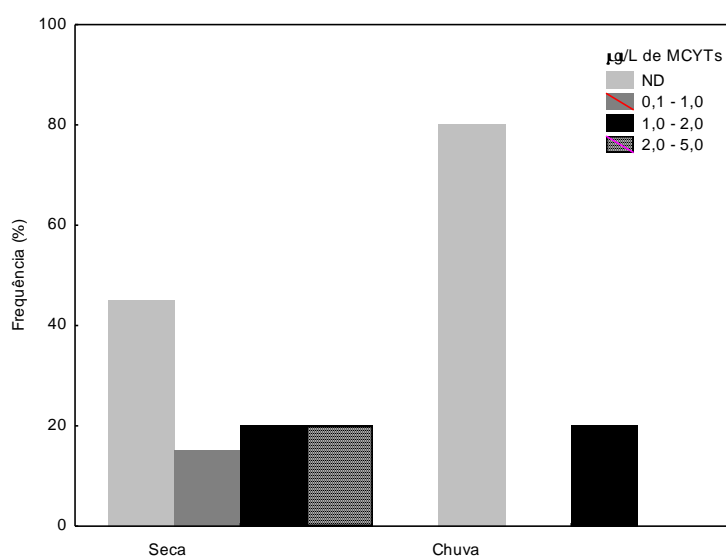


Figura 3. Frequência de ocorrência e concentrações de Microcistina na água de vinte reservatórios de abastecimento público do Estado da Paraíba em períodos de seca e chuva no entre os anos de 2008-2009.

O incentivo à implantação de cultivo de peixe em tanques rede na região Nordeste do Brasil tem o intuito de promover o desenvolvimento da região. Infelizmente essa política está dissociada de planejamento adequado e vem acarretando perdas significativas à qualidade dos recursos hídricos, visto que o incremento de nutrientes fosfatados e nitrogenados e consequentemente o desenvolvimento de florações de cianobactérias. Cultivos de peixes com intensas florações de cianobactérias podem acarretar mortandade em massa, com as brânquias pálidas, possivelmente pela combinação do efeito das cianotoxinas com a redução do teor de oxigênio na água pela floração (Jewel *et al.*, 2003). Através da ingestão de células de *Microcystis*, as microcistinas podem ser acumuladas nos órgãos dos peixes, o que confere um risco

potencial de transferência da toxina ao longo da cadeia alimentar (Figueiredo *et al.*, 2004).

A bioacumulação e a transferência das cianotoxinas através da cadeia alimentar já foram demonstradas em vários trabalhos (Watanabe *et al.* 1992, Laurén-Määttä *et al.* 1995, Kotak *et al.* 1996, Thostrup & Christoffersen 1999, Ferrão-Filho *et al.* 2002, Ibelings *et al.* 2005). Existe, inclusive, a possibilidade destas toxinas chegarem até o homem através do consumo de peixe (Magalhães *et al.* 2001, Sipiä *et al.* 2001, Sipiä *et al.* 2007). Portanto, além da possibilidade de contaminação humana através da água de abastecimento, há também o risco de contaminação através da cadeia alimentar.

No intuito de avaliar o potencial de bioacumulação de microcistina (MCYSTs) na biota de açudes paraibanos, foram amostrados peixes da espécie *Oreochromis niloticus* (tilápia) em três dos reservatórios paraibanos pesquisados, Acauã, Camalaú e Cordeiro, nos quais ocorre a prática de cultivo de peixes em tanque-rede. Os peixes apresentaram tempo médio de sete meses de residência, nas águas dos reservatórios com peso médio de 500g, 518,18g e 800g, para os reservatórios de Acauã, Camalaú e Cordeiro respectivamente.

Foi detectado microcistina em todos os peixes amostrados, tanto nos músculos quanto nas vísceras dos animais. Nos músculos as concentrações variaram de 160ng/g nos animais cultivados no reservatório Camalaú a 370ng/g no reservatório Acauã. As concentrações de microcistina nas vísceras apresentaram média de 228,0 µg/g no reservatório Camalaú, 324,9µg/g no reservatório Cordeiro e 804,0 µg/g no reservatório Acauã. A organização Mundial de Saúde recomenda a concentração máxima de 0,04 µg/kg de MCYSTs em alimentos, pelo peso corporeo do individuo que o consome. Assim um individuo de 60kg, que ingere em média 300g diários de peixe ao dia, estaria exposto a microcistina ao consumir alimento proveniente destes reservatórios. Segundo esses padrões a ingestão de 300g de músculo de peixes cultivados no reservatório Acauã representa uma ingestão diária de 1,85 µg/kg de microcistina, ou seja, 46 vezes mais que o sugerido pela Organização Mundial de Saúde (Figura 4).

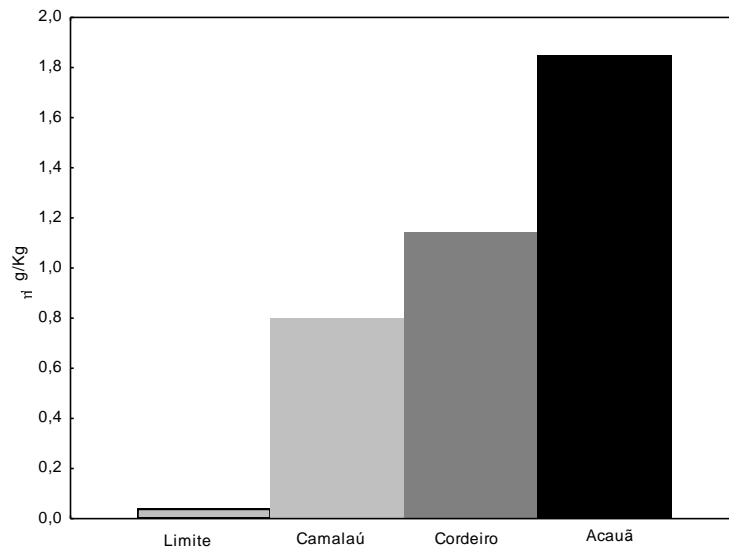


Figura 4. Total de ingestão diária de microcistina em peixes de reservatórios do estado da Paraíba.

Quais fatores contribuem para a ocorrência de cianobactérias nos reservatórios da Paraíba?

A dominância de cianobactérias vem sendo associada a fatores ambientais característicos tais como: regime de mistura com estratificação duradoura da coluna d'água (Reynolds 1987) ou diária (constância ambiental) (Ganf 1974); baixa disponibilidade luminosa (Zevenboom & Mur 1980, Smith 1986); reduzida razão zona eufótica/zona de mistura (Jensen *et al.* 1994); elevadas temperaturas (Shapiro 1990); pH elevado e baixa disponibilidade de CO₂ (King 1970, Shapiro 1990, Caraco & Miller 1998); alta concentração de P-total (McQueen & Lean 1987, Watson *et al.* 1997); baixos teores de N-total (Smith 1983) e de nitrogênio inorgânico dissolvido (Blomqvist *et al.* 1994) e baixa razão N/P (Smith 1983). Além do fato delas apresentarem vantagens adaptativas para estocar fósforo e capacidade de fixar nitrogênio atmosférico. Em reservatórios do Estado da Paraíba, florações de cianobactérias foram relacionados a ocorrência de estratificações térmicas associadas a variações na transparência da água, disponibilidade de nitrogênio, ortofosfato e a pressão de herbivoria do zooplâncton (Figura 5).

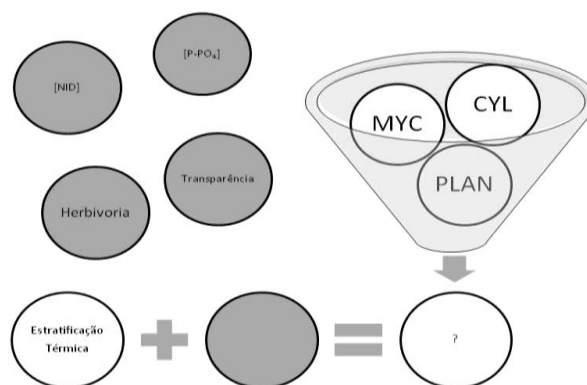


Figura 5. Representação esquemática dos fatores reguladores da ocorrência de florações de cianobactérias.

Análises de correlação apontaram associações negativas das cianobactérias com a transparência da água (Trans), pH, nitrito (N-NO_2), biomassa do zooplâncton (BZ) e as classes Calanoida (CAL) e Ciclopoida (CIC). As espécies de cianobactérias com dominância ao longo do estudo apresentaram associações distintas. *M. aeruginosa* (MYC) foi associada negativamente a NO_2 , BZ, *Calanoida* (CAL) e positivamente as concentrações de ortofosfato (P-PO_4). A biomassa de *C. raciborskii* (CYL) esteve associada positivamente ao IET, P-PO_4 , e negativamente a transparência da água, temperatura (Temp), N-NO_2 , e nitrogênio inorgânico total (NID), e biomassa de copepodos *calanoida* e *ciclopoida*. A população de *P. agardhii* (PLAN) esteve associada positivamente a temperatura da água, P-PO_4 , e negativamente com a sua transparência, fósforo total (PT) e NID. (Tabela II).

Tabela 2. Coeficientes de Correlação de Pearson entre o biovolume de cianobactérias e variáveis limnológicas nos reservatórios paraibanos Poções, Camalaú e Cordeiro ($p < 0,05$).

Gêneros	Trans	Temp	pH	NO_2	NID	PO_4	IET	BZ	CAL	CIC
CYAN	-0,27	-	0,25	0,28	-	-	-	0,35	0,49	0,24
MYC	-	-	-	0,28	-	0,37	-	0,27	0,39	-
CYL	-0,34	-0,34	-	0,32	0,57	0,45	0,24	-0,3	0,24	0,24
PLAN	-0,3	0,26	-	-	0,38	0,32	-	-	-	-

No entanto, mais importante que caracterizar condições gerais que favoreceram a ocorrência de cianobactérias como grupo, é entender características individuais de cada espécie, que possam estar relacionadas com a dinâmica temporal de composição e biomassa. A sinergia de alguns fatores ambientais, aliada a adaptações específicas é mais plausível para explicar o padrão de substituição das principais espécies e, especialmente, as florações de *M. protocystes*, *C. raciborskii* e *P. agardhii* nos reservatórios. As três principais espécies de cianobactérias observadas possuem características similares como tamanho, regulação da posição na coluna d'água e potencialidade para produzir toxinas. Enquanto o elevado tamanho confere certa imunidade contra herbívoros, a presença de aerótopos promove o rápido ajuste da posição vertical. Tanto *C. raciborskii*, quanto *P. agardhii* e *M. protocystes*, foram dominantes nos períodos de estratificação térmica, que associadas às elevadas temperaturas e alcalinidade dos sistemas foram fundamentais para o rápido aumento da biomassa dessas espécies. Embora *C. raciborskii* tenha sido registrada como dependente de certa estabilidade física da coluna de água (Padisák, 1997), a dominância desta espécie em muitos sistemas não tem sido relacionada a períodos de estratificação (Bouvy *et al.* 1999; Marinho & Huszar, 2002), sendo a dominância particularmente atribuída a sua capacidade fisiológica de crescer em ambientes com pouca luz (Padisák, 1997; Bouvy *et al.* 2000).

Smith *et al.* (2006) concluíram que estratificação na coluna de água, baixas concentrações de nitrogênio e a diminuição da transparência da água conferem vantagens a dominância de *C. raciborskii*. Em contraste, Antenucci *et al.* (2005), em estudo em reservatório Australiano, atribuem a dominância de *C. raciborskii* a sua capacidade de armazenar fósforo e sua capacidade de regular sua posição na coluna de água para melhor captação de luz.

A dominância de *P. agardhii* nos reservatórios pode ser atribuída à estratificação térmica da coluna de água e sua afinidade por nitrogênio, e a baixas concentrações de fósforo. Esta espécie tem adaptabilidade de se desenvolver em condições limitantes de fósforo para outras espécies de cianobactérias (Scheffer *et al.* 2006). Em grande parte dos reservatórios após período de dominância desta espécie, ocorre a substituição por *C. raciborskii*. Esta alternância deve-se a diminuição da disponibilidade de nitrogênio. A presença de heterocitos nas *C. raciborskii*, e sua capacidade de fixar nitrogênio favoreceram a dominância desta espécie.

A alternância de dominância entre *Microcystisprotocystes* e *C. raciboskii* está relacionada às concentrações de fósforo, pois *M. protocystes* absorve mais nitrogênio e fósforo em seus processos metabólicos que *C. raciboskii*, além de desenvolver-se melhor em condições de maior transparência da água.

A dominância de cianobactérias em reservatórios do Nordeste tem sido atribuída à fraca pressão de herbivoria (Bouvy *et al.* 1999). Por outro lado, Copépodos *calanoida* e rotíferos têm sido apontados como os componentes do zooplâncton de maior importância em reservatórios mesotróficos e eutróficos do semiárido (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). Apesar das cianobactérias serem consideradas de baixo valor nutricional para o zooplâncton, os copépodos podem selecionar seu alimento e consumir cianobactérias não-tóxicas (Ferrão-Filho *et al.* 2002). Panosso *et al.* (2003), em estudos com copépodos calanóides, 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*. Relações negativas foram observadas entre a biomassa de cianobactérias e Copepodos *calanoidas* ($r = -0,49$, $p < 0,005$), reforçando a possível ação do zooplâncton sobre as populações de cianobactérias nos reservatórios em estudo.

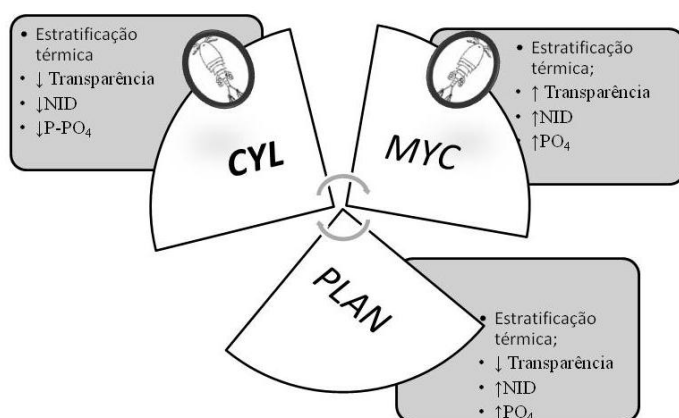


Figura 6. Representação esquemática dos fatores responsáveis pela dinâmica temporal das espécies de cianobactérias.

Existem evidências de que as cianobactérias e suas toxinas causam mudanças na estrutura da comunidade zooplancônica, 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, os copepodas *ciclopoida* (Hansson *et al.* 2007). Nos reservatórios em estudo, a comunidade zooplancônica é dominada por copépodos *ciclopoida* o que é um indicador de que há uma pressão maior das cianobactérias sobre o zooplâncton que a herbivoria sobre as cianobactérias. No entanto, a ausência de dados toxicológicos relacionados às florações impossibilita maior robustez desta discussão. A realização de trabalhos experimentais com populações destes reservatórios torna-se necessários para avaliação dos reais efeitos de herbivoria do zooplâncton nas populações de cianobactérias, bem como o efeito das cianotoxinas nas populações zooplancônicas.

Considerações Finais

Florações de cianobactérias são um problema freqüente nas bacias hidrográficas do Estado da Paraíba, em águas destinadas tanto ao abastecimento público quanto a recreação. Além de possível exposição à ingestão das cianotoxinas na água distribuída, outra importante via de intoxicação pode ser o consumo de organismos aquáticos, uma vez que microcistinas podem se acumular nos músculos dos peixes. Em todos os corpos d'água monitorados, o fósforo total e o nitrogênio inorgânico total indicaram ambientes com elevado grau de eutrofização. Portanto, pode não haver melhoria da qualidade dos mesmos em relação aos episódios de florações se medidas eficazes de remediação desta problemática não forem implementadas.

Referências

- BARBOSA, J. E. L. ; WATANABE, T. 2000. O fitoplâncton como discriminador ambiental no diagnóstico das bacias hidrográficas envolvidas no projeto de transposição do Rio São Francisco para o Nordeste Setentrional. In: *V simpósio de Ecossistemas Brasileiros: conservação*, 2000, Vitória - ES: Universidade Federal do Espírito Santo,. v. 4. p. 449-456.
- BARBOSA, J. E. L. ; WATANABE, T.; MOREDJO, A.; ABÍLIO, F.J.P.2001. A hipereutrofização e suas implicações na biocenose de um ecossistema aquático urbano de João Pessoa-PB, Brasil. *Revista Nordestina de Biologia*, v. 15, n. 1, p. 1-13.

- BLOMQUIST, P.; PETTERSSON 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.
- 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.; 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.; 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.
- BOUVY, M.; PAGANO, M. & TROUSSELIER, 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.
- CARACO, N. & MILLER, R. 1998. Direct and indirect effects of CO₂ on competition between a cyanobacteria and eukaryotic phytoplankton. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 55: 54-62.
- CARMICHAEL, W. W., AND I. R. FALCONER. Disease related to freshwater blue-green algal toxins, and control measures. In *Algal toxins in seafood and drinking water*, ed. by I. R. Falconer, 187-209. San Diego, CA: Academic Press. 1993
- CARMICHAEL, W. W., W. R. Evans, Q. Q. Yin, P. Bell, and E. Moczydlowski. 1997. Evidence for paralytic shellfish poisons in the freshwater cyanobacterium *Lyngbya wollei* Farlow ex Gomont comb. nov. *Applied and Environmental Microbiology*, 63: 3104-3110.
- CARMICHAEL, W.W. 1992. *Cyanobacteria secretabolites* - the cyanotoxins. *Journal of Applied Bacter*, 72: 445-459.
- CARMICHAEL, W.W. 2001. Health effects of toxin-producing cyanobacteria: *The CyanoHABs. Human and Ecological Risk Assessment*, 75: 1393-1407.
- Chorus, I., Bartram, J. 1999. *Toxic Cyanobacteria in water: A guide to the Public Health Consequences, Monitoring and Management*. E & FN Spon, London. 416p.
- 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.

- FARQUAHR, J.; BAO, H.M. & THIEMENS, M. 2000. Atmospheric influence of Earth's earliest sulfur cycle. *Science*, 289: 756-758.
- FERRÃO-FILHO, A.S.; SUZUKI, B.K. & AZEVEDO, S.M.F.o.2002. Accumulation of microcystins by a tropical zooplâncton community. *Aquatic Toxicology*, 59: 201-208.
- FIGUEIREDO, D. R.; AZEITEIRO, U. M.; ESTEVES, S. M.; GONÇALVES, F. J.; PEREIRA, M. J.2004.Microcystinproducing blooms-a serious global public health issue.*Ecotoxicology and Environmental Safety*, v.9, n.2, p.151-163.
- FRANCIS, G. Poisonous Australian Lake.1879. *Nature* (LONDON) 18: 11-22.
- GANF, G.G. 1974. Diurnal mixing and the vertical distribution of phytoplankton in a shallow equatorial lake (Lake George) Uganda.*Journal of Ecology*, 62: 611-629.
- HANSEN, P.J., BJORNSEN, P.K., HANSEN, B.W.1997. Zooplankton grazing and growth: scaling within the 2 – 2,000 Am body size range. *Limnol.Oceanogr.* 42, 687– 704.
- JENSEN, J.P.; JEPPESEN, E.; OLRİK, K. & KRISTENSEN, P. (1994).Impact of nutrients and physical factors on the shift from cyanobacterial to chlorophyte. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 51: 1692-1699.
- JEWELL, M.A.S. *et al.*2003. Fish mortality due to cyanobacterial bloom in an aquaculture pond in Bangladesh. *Pakistan J. Biological Sciences*, 6(12): 1046-1050.
- KING, D.L. 1970. The role of carbon in eutrophication. *Journal of Water Polluion*, 42: 2035-2051.
- KOSTEN, S. HUZSAR, V. L. M; MAZZEO, N; SCHEFFER, M. JEPPESEN. 2009. E. Lake and watershed characteristics rather than climate influence nutrients limitation in shallow lakes.*Ecological applications*, v.19.p 1791-1804.
- KREITLOW, S., MUNDT, S., LINDEQUIST, U. 1999.Cyanobacteria*/a potential source of new biologically active substances. *J. Biotech.* 70, 61/63.
- MACEDO, D R G. 1968.*Detecção e Quantificação de Microcistina na água e em peixes de reservatórios de abastecimento do Estado da Paraíba*. Desenvolvimento e Meio Ambiente - Universidade Federal da Paraíba, 1968. [Dissertação de mestrado].
- MAN, F,D.; STEINKE, T.D.1993. Biological nitrogen-fixaciton (acetylene reduction) associated with blue-green algal (cyanobacterial) communities in the Beachwood Mongrove Nature reserve II. Seasonal variation in acetylene reduction activity.*South African journal of Botany*.Pretoria, v.59, n.1 p. 1-8.

- 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*, v. 153, p. 443-468.
- McQUEEN, D.J. & LEAN, D.R.S. 1987. Influence of water temperature and nitrogen to phosphorus ratios on the dominance of blue-green algae in lake St. George, Ontario. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 44: 598-604.
- MENDES, J.S.; BARBOSA, J.E.L. 2004. O índice de estado trófico como ferramenta no monitoramento da qualidade de água da barragem de acauã: sistema recém construído sobre o rio Paraíba – PB. In: XI *Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 2004, Natal, Sociedade de Engenharia Sanitária, p. 54-64.
- MOLICA, R. J. R. ; OLIVEIRA, E J A ; CARVALHO, P V. V. C. ; COSTA, A N. S. F. ; CUNHA, M C C ; MELO, G L de ; AZEVEDO, S M F O. 2005. Occurrence of saxitoxin sandanana toxin-a(s)-like anticholinesterase in a Brazilian drinking waters supply. *Harmful Algae*, v. 4, n. 4, p. 743-753.
- NASCIMENTO, D. P. ; ARAUJO, G J M ; BARBOSA, J. E. L. . Ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas e seus riscos à qualidade de água em um reservatório do médio paraíba. In: I *Simpósio Nordeste de Saneamento Ambiental*, 2006, João Pessoa - PB. Anais do I Simpósio Nordeste de Saneamento Ambiental, 2006.
- PADISÀK, J. 1997. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raja, an expanding high lyad aptative cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. *Arch für Hydrobiology*, 107: 563-593.
- PANOSSO, R.; CARLSSON, P.; KOZLOWSKY-SUZUKI, B.; AZEVEDO, S.M.F.O. & GRANÉLI, E. 2003. Effect 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.
- 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*). *O ecologia Brasiliensis*. 11: 433-449.
- REYNOLDS, C.S. 1987. *Cyanobacterial water-blooms*. *Advances in botanical research*, 13:67-143.
- SCHWIMMER, M; SCHWIMMER, D. 1968. Medical aspects of phycology. In: Daniel F. Jackson. *Algae, Man, and Environment* (Edt). Syracuse University press New york, 279-358.

- SHAPIRO, J. 1990. Currents beliefs regarding dominance by blue-greens: the case of the importance of CO₂ and pH. *Verhandlungen der internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 24: 38-54.
- SINOVEN, K. 1996. Cyanobacterial toxins and toxins production. *Phycologia*.35: 12-24.
- SKULBERG, O.M.1995. Cyanobacteria / cyanotoxin research – 100 years back for the future. *J. Environmental Toxicology*, 20:220 – 228.
- SMITH, V.1983.Low nitrogen to phosphorous ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science*, 221: 669-671.
- SMITH, V.1986. Light and nutrient effects on the relative biomass of blue-green algae in lake phytoplankton. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 43: 148-153.
- 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.
- STARLING, F., LAZZARO X., CAVALCANTI, C., MOREIRA R. 2002. Contribution of omnivorous tilapia to eutrophication of a shallow tropical reservoir: evidence from a fish kill. *Freshwater Biol.* 47(12): 2443-2452.
- WATSON, S.B.; MC CAULEY, E. & DOWNING, J.A. 1997. Patterns in phytoplankton taxonomic composition across temperate lakes of differing nutrient status. *Limnology and Oceanography*, 42: 487-495.
- ZEVENBOOM, W. & MUR, L.R. 1980. N₂-fixing cyanobacteria: Why they do not become dominant in Dutch, hypertrophic lakes. *Developments in Hydrobiology*, 2: 123-130.
- WATANABE, M.M.; KAYA, K.; TAKAMURA, N.J. 1992. Fate of the toxic cyclic hepatopeptides, the microcystins, from blooms of *Microcystis* (Cyanobacteria) in a hypereutrophic lake. *Phycology*, 28: 761–767.
- SIPIÄ, V.; KANKAANPÄÄ, H.; LAHTI, K.; CARMICHAEL, W.W. & MERILUOTO, J. 2001. Detection of nodularin in founders and cod from the Baltic Sea. *Environmental Toxicology*, 16: 121-126.
- SIPIÄ, V.; KANKAANPÄÄ, H.; PELTONEN, H.; VINNI, M. & MERILUOTO, J. 2007. Transfer of nodularin to three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus* L.), herring (*Clupea harengus* L.), and salmon (*Salmo salar* L.) in the northern Baltic sea. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 66: 421–425.
- THOSTRUP, L. & CHRISTOFFERSEN, K.1999. Accumulation of microcystin in *Daphnia magna* feeding on toxic *Microcystis*. *Archiv für Hydrobiologie*, 145, 447–467.

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.

FERRÃO-FILHO, A.S.; DOMINGOS P. & AZEVEDO, S.M.F.O. 2002. Influences of a *Microcystis aeruginosa* Kützing bloom on zooplankton populations in Jacarepaguá lagoon (rio de Janeiro, Brazil). *Limnologia*, 32: 295-308.

IBELINGS, B.W. & HAVENS, K.E. 2008. Cyanobacterial toxins: a qualitative meta-analysis of concentrations, dosage and effects in freshwater, estuarine and marine biota. *Advances in Experimental Medicine and Biology*, 619: 675-705.

KOTAK, B.G., ZURAWELL, R.W.; PREPAS, E.E.; HOLMES, C. F. B. 1996. Microcystin-lr concentrations in aquatic food web compartments from lakes of varying trophic status. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 53: 1974-1985.

LAURÉN-MÄÄTTÄ, C.; HIETALA, J.; REINIKAINEN, M. & WALLS, M. 1995. Do *Microcystis aeruginosa* toxins accumulate in the food web: a laboratory study. *Hydrobiologia*, 304: 23-27.