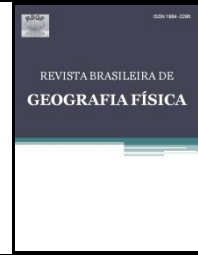




Revista Brasileira de Geografia Física

Homepage: www.ufpe.br/rbgfe



Cianobactérias e Toxicidade: Impacte na Saúde Pública em Portugal e no Brasil

Fernando Bellém¹, Susana Nunes², Manuela Morais³, Rita Fonseca⁴

¹Mestre em Saúde Pública. Escola Superior de Tecnologia da Saúde de Lisboa, Instituto Politécnico de Lisboa, Portugal. Endereço eletrônico: fernando.bellem@estesl.ipl.pt; ²Mestre em Conservação e Reabilitação de Água Interiores. Laboratório da Água, Universidade de Évora, Portugal; ³Professora Auxiliar. Diretora do Laboratório da Água, CGE, Universidade de Évora, Portugal; ⁴Professora Auxiliar. Diretora do Laboratório de Biogeoquímica Ambiental, CGE, Universidade de Évora, Portugal.

Artigo recebido em 10/10/2012 e aceito em 11/10/2012

RESUMO

Um aumento da concentração de nutrientes na água poderá desencadear fluorescências de cianobactérias (densidades >200 cel/mL). Sob determinadas condições as cianobactérias produzem toxinas responsáveis pelo envenenamento de animais e humanos. O objetivo deste estudo é relacionar a ocorrência de fluorescências tóxicas em Portugal e no Brasil. Para tal, em 2005 e 2006 foi estudado o fitoplâncton em três reservatórios em Portugal (região sul) e dois no Brasil (Minas Gerais e Pará). Comparativamente foi verificado maior diversidade nos reservatórios portugueses, com dominância de cianobactérias em período de primavera/verão/outono, pertencentes a géneros produtores de hépatotoxinas e neurotoxinas (*Microcystis sp*, *Aphanizomenon sp*, *Oscillatoria sp* e *Planktothrix sp*). No Brasil observou-se dominância de cianobactérias ao longo de todo o ano, com presença de *Microcystis aeruginosa*, produtora de hepatotoxina. Conclui-se que os reservatórios estudados apresentam géneros produtores de toxinas, com risco para a saúde pública, sendo fundamental implementar medidas que contribuam para mitigar esta situação.

Palavras-chave: cianobactérias; fluorescências; toxinas; saúde pública

Cyanobacteria and Toxicity: Public Health Impact in Portugal and Brazil

ABSTRACT

An increasing of nutrients in water can conduct to the development of cyanobacteria blooms (density >2000 cells/mL). Under specific conditions cyanobacteria produce toxins responsible for acute poisoning of animals and humans. The aim of this study is to describe toxic blooms in Portugal and Brazil. Therefore, phytoplankton from three Portuguese reservoirs (South region) and two from Brazil (Minas Gerais and Pará) were studied in 2005 and 2006. Portuguese reservoirs showed more diversity with dominance of hepatic and neurotoxin genera producers (*Microcystis sp*, *Aphanizomenon sp*, *Oscillatoria sp* e *Planktothrix sp*) along spring/summer/autumn seasons. In Brazil dominance of cyanobacteria was observed all along the year with the presence of *Microcystis aeruginosa* hepatotoxic producer. The studied reservoirs present toxins producers' genera, with risk for public health, being fundamental the implementation of mitigation measures to reverse this situation.

Keywords: cyanobacteria; bloom; toxins; public health

1. Introdução

Como recurso natural indispensável à vida, a água utilizada pelo Homem para consumo direto ou contato (eg. recreativo) deve ser avaliada no que se reporta à sua

qualidade física, química e biológica. Segundo a WHO & UNICEF (2005), cerca de 1,1 bilhão de pessoas não consegue aceder a qualquer tipo de água potável e, frequentemente, populações residentes nas proximidades de rios, lagoas, e represas, utilizam diretamente a água para consumo

*E-mail para correspondência:
fernando.bellem@estesl.ipl.pt (Bellém, F.).

sem qualquer tratamento, o que aumenta o risco de transmissão de doenças por via hídrica.

O fitoplâncton desenvolve-se na coluna de água, destacando-se como principais grupos taxonômicos em sistemas de água doce: Cyanobacteria (cianobactérias), Chlorophyceae (algas verdes), Chrysophyceae (crisofíceas), Bacillariophyceae (diatomáceas), Cryptophyceae (criptofíceas), Dinophyceae (dinoflagelados), Euglenophyceae (euglenófitas) e Conjugatophyceae (desmidiáceas) (Lee, 2008).

No que se relaciona com a saúde pública, destacam-se as cianobactérias pela capacidade que algumas espécies possuem de desenvolverem toxinas com graves precursões sobre o sistema aquático e sobre a utilização da água para consumo humano. As cianobactérias são procariotas fotossintéticos que além das substâncias lipossolúveis (clorofila e carotenoides), possuem ficocianina (hidrossolúvel), responsável pela coloração azul-esverdeada característica (Crayton, 1993).

O aumento da concentração de nutrientes na água, tais como sejam o nitrogénio e o fósforo, associado a condições ambientais favoráveis, proporciona um desenvolvimento rápido do fitoplâncton (Karaddzic *et al.*, 2010), originando fluorescências algais (densidades > 2000 células/mL). Estas ocorrências devem ser monitorizadas com o objetivo de identificar as

espécies presentes, quantificar a sua abundância (células/mL) e calcular a respetiva biomassa através da determinação do biovolume celular (mm^3/mL). A clorofila *a* é igualmente utilizada na avaliação da biomassa fitoplactónica, constituindo um indicador muito utilizado para a classificação do estado trófico (OECD, 1982; Felip & Catalan, 2000). A dinâmica das fluorescências de cianobactérias em ecossistemas aquáticos é fortemente influenciada pelas condições hidrológicas e carga de nutrientes. Em consequência, o aumento de descargas de água não controladas com origem no desenvolvimento urbanístico, da agricultura e da indústria, tem conduzido a um aumento de ocorrência de fluorescências imprevisíveis (Paerl, 2008).

A permanência das fluorescências depende das condições climatéricas. Em regiões de clima mediterrânico como Portugal é frequente a sua permanência desde a primavera até ao início do inverno. Em regiões tropicais e subtropicais, particularmente em anos secos, as fluorescências podem manter-se durante todo o ano (Van Apeldoorn *et al.*, 2007). Nestas situações a grande preocupação é o facto de alguns géneros como *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Lyngbya*, *Microcystis*, *Nostoc* e *Oscillatoria* poderem produzir e libertar toxinas (cianotoxinas) para a água (Van Apeldoorn *et al.*, 2007).

As cianotoxinas são constituídas por

péptidos cíclicos (microcistinas e nodularinas), alcaloides (neurotoxinas e cylindrospermopsina) e lipopolissacáridos (Funari & Testai, 2008). Os péptidos cíclicos apresentam elevada estabilidade estrutural em meio aquoso, pelo que o consumo de água com cianotoxinas pode constituir um risco elevado para a saúde pública (WHO, 1999). De entre os mais de 60 tipos de cianotoxinas, incluem-se as microcistinas. Estas apresentam capacidades tóxicas diferenciadas, sendo a mais comum a Microcistina L-R, embora numa mesma estirpe de cianobactérias, possam ser identificadas diferentes microcistinas (Msagati *et al.*, 2006).

Por forma a controlar o risco associado à presença de cianobactérias, a WHO (2003, 2004) propõe valores guia em águas de consumo humano, associando a cada valor guia uma estimativa de risco. Assim propõe: baixo risco para densidade entre 20.000 a 100.000 céls/mL e concentração de clorofila *a* de 10 µg/L; risco moderado para densidade superiores a 100.000 céls/mL e concentração de clorofila *a* de 50 µg/L; e risco elevado quando em situações de densidades superiores a 100.000 céls/mL, se observa uma camada de cianobactérias à superfície “scum”. Vários estudos permitem concluir que cerca de 60% de amostras contendo cianobactérias com densidades superiores ao nível de alerta, apresentam toxicidade (WHO, 2003), podendo essa percentagem ascender a 75% (Corus *et al.*, 2000). Segundo White *et al.* (2007), a ingestão de células numa

concentração superior a 2.000/mL, poderá potenciar o aparecimento de sintomatologia tóxica nos seres humanos; enquanto em concentrações superiores a 15.000 células/mL, o simples contato com a água poderá causar problemas de toxicidade. Nestes casos, os banhos em águas contaminadas com fluorescências tóxicas podem resultar em dermatites, vermelhão ocular e labial, feridas na garganta, asma e tonturas. A ingestão de água contaminada poderá por seu lado originar queixas hepáticas, paralisia de músculos esqueléticos e respiratórios (*Anabaena* sp.), respiração e contração muscular irregular (espécies de *Aphanizomenon* sp.), fraqueza, vômitos, extremidades frias, diarreia, respiração pesada e morte devido a choque circulatório (*Microcystis* sp.).

O principal objetivo deste trabalho é relacionar a ocorrência de fluorescências de cianobactérias (densidades > 2000 cel/mL) e toxicidade potencialmente produzida, com o impacto na saúde pública, avaliado através do consumo direto ou indireto de água. Para tal foram consideradas três reservatórios situados no Sul de Portugal com características mediterrânicas e dois reservatórios situados no Brasil com características tropicais. Como objetivos específicos refiram-se:

- (i) Caracterização física, química e fitoplanctónica, da água dos reservatórios objeto de estudo em Portugal e no Brasil, identificando níveis de toxicidade potencialmente

produzidos por cianobactérias e identificação dos períodos do ano com níveis críticos de contaminação.

- (ii) Relação da ocorrência de fluorescências de cianobactérias e toxicidades potencialmente produzidas, com o consequente impacto em populações expostas, efetuando um despiste de precaução que nos facilite o estudo comparativo entre Portugal e Brasil.
- (iii) Apresentação de medidas corretivas que visem a melhoria do nível de vida das populações que contactam diretamente com a água.

2. Material e Métodos

2.1 Caracterização das regiões estudadas

Em Portugal os três reservatórios selecionados para o estudo situam-se no Sul do País. São respetivamente: reservatório do Roxo (13,7 Km²) situado na bacia hidrográfica do Sado; reservatório de Monte Novo (2,7 Km²) e reservatório da Vigia (2,6 Km²), localizados na bacia hidrográfica do Guadiana. Segundo a classificação de Köppen (Peel *et al.*, 2007), o clima da região é temperado mediterrânico, caracterizado por apresentar verão quente e seco e inverno chuvoso (Csa) (Morais *et al.*, 2003). No Brasil os dois reservatórios selecionados para o estudo foram Três Marias (1.142 Km²) e Tucuruí (2.430 Km²). O reservatório de Três Marias situa-se no Estado de Minas Gerais. Segundo a classificação de Köppen (Amw), o

clima é tropical com duas estações delimitadas pela ocorrência de chuva (inverno quente e seco e verão quente e chuvoso). O reservatório de Tucuruí situa-se no Estado do Pará, apresenta clima tropical húmido, com uma estação seca bem definida entre Junho e Novembro (Morais *et al.*, 2009; Fonseca *et al.*, 2011, 2012).

2.2 Caracterização Físico-Química

Foram considerados os seguintes parâmetros: temperatura da água; pH; condutividade; percentagem de saturação do oxigénio dissolvido (OD) nitrogénio amoniacal; nitratos; fósforo total; manganês; carência bioquímica de oxigénio (CBO₅) e nitrogénio total. Os valores dos parâmetros físico-químicos dos reservatórios portugueses, foram obtidos a partir de uma matriz de dados disponíveis do site do Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos (SNIRH). Os dados físico-químicos dos reservatórios brasileiros foram obtidos no âmbito de dois projetos de investigação (SABRE - POCTI/CTE-GEX/59277/2004, 2005-2008 e projeto-piloto aplicado à Barragem de Tucuruí, Pará, Brasil, financiado pela Eletronorte 2006-2008). Em ambos os projetos foram analisadas amostras de água ao longo dos reservatórios (10 locais no reservatório de Três Marias e 12 locais no reservatório de Tucuruí). Assim, por forma a fazer coincidir as datas de análise entre os reservatórios, também para os reservatórios portugueses foram considerados os anos de

2005 e 2006.

2.3 Caracterização Fitoplanctónica

A avaliação fitoplanctónica foi feita com base em dados obtidos em projetos de investigação (financiados pelas entidades gestoras dos reservatórios). Os dados utilizados referem-se a identificação e quantificação de fitoplâncton (Método de Utermöhl, 1958) e cálculo do biovolume por espécie presente. Complementarmente foi utilizada a concentração da clorofila *a*, determinada com recurso à espectrofotometria de absorção molecular e aplicação da equação de Lorenzen (APHA, 2000).

A identificação taxonómica permitiu associar o género de cianobactérias com tipo de toxina potencialmente produzida, avaliando-se assim o efeito potencial em populações humanas.

2.4 Tratamento de dados

Para cada vetor de dados foi feita uma análise de estatística descritiva de modo a identificar medidas de tendência central e de dispersão. Com o objetivo de avaliar gradientes temporais (reservatórios portugueses) e espaciais (reservatórios brasileiros), foram efetuadas representações gráficas com indicação do valor médio e do desvio padrão para os parâmetros nitrogénio total, fósforo total e clorofila *a*; nos dois primeiros casos, por serem considerados nutrientes essenciais para o desenvolvimento fitoplanctónico e no caso da clorofila *a*, por

ser considerado o indicador universal de biomassa algal e indicador do estado trófico (OECD, 1982). Os gráficos permitiram avaliar o grau de variabilidade dos dados, comparando valores médios entre reservatórios.

Os dados fitoplanctónicos disponíveis para os reservatórios portugueses e brasileiros são diferentes. Para os anos em análise (2005 e 2006), nos reservatórios portugueses os dados disponíveis são relativos a um local (zona de captação de água) amostrado em 4 épocas do ano (primavera, verão, outono e inverno). Nos reservatórios brasileiros os dados são relativos a diferentes locais situados ao longo dos reservatórios, amostrados em duas épocas do ano (estação seca e estação húmida). Por este motivo, para os reservatórios portugueses foi feita uma análise temporal para os dois anos, com base nas quatro épocas do ano; e para os reservatórios brasileiros foi feita uma análise espacial para 10 e 12 locais, respetivamente nos reservatórios de Três Marias e Tucuruí, amostrados em duas épocas ao ano. As análises foram feitas com base na interpretação gráfica das abundâncias relativas dos principais grupos fitoplânctónicos identificados.

Os níveis de risco associados ao contacto e ingestão de águas contaminadas por cianobactérias, foram analisados através da utilização dos valores guia estabelecidos pela WHO (2004). As análises e representações gráficas apresentadas foram

efetuadas através do programa estatístico *Statistical Package for the Social Sciences* (SPSS) versão 13.

3. Resultados e Discussão

3.1 Caracterização Físico-Química

De ente os compostos de nitrogénio analisados, as concentrações médias de nitratos e de nitrogénio amoniacal situam-se abaixo dos valores máximos permitidos na

legislação portuguesa e na legislação brasileira. No que respeita aos nitratos, a concentração média nos reservatórios portugueses foi inferior a 50mg/L, (Valor Máximo Recomendado-VMR, legislação portuguesa), enquanto que nos reservatórios brasileiros a concentração foi inferior a 10,0mg/L, (Valor Máximo-VM, legislação brasileira) (Tabela 1).

Tabela 1. Valores médios, desvio padrão (DP) e número de dados considerado (N), para parâmetros físico-químicos analisados em reservatórios portugueses (Monte Novo, Roxo e Vigia) e brasileiros (Três Marias e Tucuruí) nos anos de 2005 e 2006

| Parâmetros analisados | Portugal | | | Brasil | |
|---|----------------------------|-----------------------------|----------------------------|--------------------------|--------------------------|
| | M ^{te} Novo | Roxo | Vigia | Três Marias | Tucuruí |
| Temperatura (°C) | 19,16 DP 6,62 N 21 | 18,23 DP 5,38 N 37 | 18,52 DP 6,05 N 30 | 25,95 DP 1,6 N 4 | 30,26 DP 0,86 N 4 |
| pH | 8,35 DP 0,36 N 24 | 8,21 DP 0,23 N 23 | 8,16 DP 0,48 N 25 | 7,01 DP 0,43 N 4 | 6,91 DP 0,54 N 4 |
| Condutividade (µS/cm) | 399,26 DP 32,26 N 24 | 1291,58 DP 85,32 N 24 | 345,31 DP 38,46 N 25 | 59,32 DP 13,75 N 4 | 55,53 DP 7,42 N 4 |
| Percentagem de Saturação em OD (%) | 98,31 DP 20,01 N 19 | 99,76 DP 21,98 N 36 | 83,20 DP 24,74 N 25 | 59,13 DP 32,27 N 4 | 49,45 DP 25,74 N 4 |
| Nitrogénio Amoniacal (mg/L) | 0,14 DP 0,08 N 24 | 0,17 DP 0,08 N 22 | 0,19 DP 0,09 N 24 | 0,08 DP 0,06 N 4 | 0,11 DP 0,06 N 4 |
| Nitratos (mg/L) | 0,80 DP 0,75 N 24 | 1,42 DP 1,06 N 23 | 1,29 DP 1,25 N 25 | 0,33 DP 0,4 N 4 | 0,12 DP 0,10 N 4 |
| Fósforo Total (mg/L) | 0,08 DP 0,03 N 24 | 0,06 DP 0,04 N 23 | 0,08 DP 0,03 N 24 | 0,12 DP 0,13 N 4 | 0,06 DP 0,03 N 4 |
| Manganês (mg/L) | 0,06 DP 0,05 N 12 | 0,03 DP 0,04 N 12 | 0,09 DP 0,06 N 12 | 0,02 DP 0,01 N 4 | 0,06 DP 0,02 N 4 |
| Carência Bioquímica de Oxigénio – CBO5 (mg/L) | 4,15 DP 1,27 N 15 | 4,00 DP 0,35 N 14 | 3,26 DP 0,65 N 16 | - | - |
| Nitrogénio Total (mg/L) | 2,15 DP 0,75 N 12 | 2,59 DP 1,01 N 12 | 1,88 DP 1,45 N 11 | 1,44 DP 0,87 N 4 | 1,12 DP 0,7 N 4 |

Relativamente ao nitrogénio amoniacal, os reservatórios portugueses apresentaram concentrações inferiores a 1,5mg/L, VMR estabelecido por lei para águas superficiais que serão submetidas a tratamentos químico,

físico e desinfecção (decreto lei 236/98 de 1 de Agosto). Nos reservatórios brasileiros os valores médios não ultrapassaram o VM (3,7mg/L, para pH ≤ 7,5) para águas doces de classe 1 e 2 (Resolução nº 357, de 17 de

Março de 2005). Comparativamente entre reservatórios verifica-se que para os compostos nitrogenados os valores médios são tendencialmente superiores nos reservatórios portugueses (Tabela 1 e Figura 1).

Relativamente ao fósforo total, os dois reservatórios brasileiros (Três Marias e Tucuruí) apresentam concentrações médias acima dos valores máximos permitidos para

ambiente lântico (0,020mg/L), contrariamente aos reservatórios portugueses cujos níveis médios se situaram entre 0,06 e 0,08 mg/L (Tabela 1), claramente abaixo do valor previsto na legislação (Decreto-Lei 236/98). Refira-se no entanto que os valores de fósforo total em todos os reservatórios estudados se situaram entre 0,06 mg/L (Roxo; Portugal) e 0,12mg/L (Três Marias; Brasil).

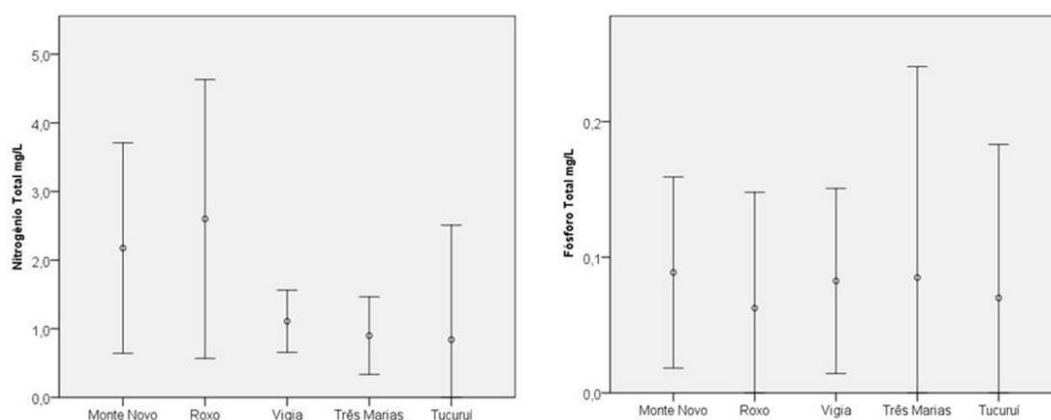


Figura 1. Valores médios e desvio padrão para o nitrogénio total e para o fósforo total nos cinco reservatórios estudados.

Em termos médios, os reservatórios de Monte Novo em Portugal e de Três Marias no Brasil, são os que apresentaram valores de fósforo total superiores (Figura 1). O reservatório de Monte Novo situa-se numa região com agricultura, onde existem explorações pecuárias sem tratamento de efluentes (Viegas, 2010). Consequentemente, os valores de nitrogénio total e de fósforo total são comparativamente mais elevados. No reservatório de Três Marias, o Relatório do Sistema Estadual de Meio Ambiente/MG - SISEMA 2005 (Gomes, 2009) refere que até 1983 afluíam ao sistema águas industriais não tratadas, efluentes domésticos, para além de

na zona envolvente se observar uso indiscriminado de pesticidas e herbicidas, facto que poderá estar relacionado com os valores elevados de fósforo total identificados.

A percentagem de saturação em oxigénio dissolvido (SO) é elevada nos reservatórios objeto de estudo, refletindo a elevada produtividade primária observada (Mendes & Oliveira, 2004), com registo pontual de sobre saturações (valores superiores a 100%). Por outro lado, os níveis de Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO₅) analisados nos três reservatórios portugueses embora situados abaixo do VMR indicam a

existência de contaminação orgânica (Tabela 1).

O manganês apenas apresentou valores elevados nos reservatórios portugueses, nomeadamente em Monte Novo e na Vigia com registos médios superiores ao VMR ($< 0,05\text{mg/L}$). Como seria de esperar a temperatura da água é mais elevada nos reservatórios brasileiros (clima tropical), o que em certa medida favorece a ocorrência de eventos de fluorescências; pelo contrário o pH é mais elevado nos reservatórios portugueses. A condutividade é significativamente diferente entre os reservatórios portugueses e brasileiros, refletindo sobretudo um maior grau de mineralização nos reservatórios portugueses. Contudo, também nestes existe diferença, com especial destaque para o valor médio muito elevado obtido no reservatório do Roxo. Tal facto deriva da afluência de águas residuais com elevado teor de sais em solução, especialmente de cloretos.

3.2 Caracterização Fitoplanctónica

Na Figura 2 apresenta-se a evolução temporal da abundância relativa dos principais grupos fitoplanctónicos nos três reservatórios portugueses. De um modo geral, o padrão sazonal é semelhante nos reservatórios de Monte Novo e do Roxo, com dominância de cianobactérias em período de primavera, verão e outono; apenas no inverno este grupo fitoplanctónico apresenta menor abundância relativa, facto observado com maior nitidez em 2005, onde estes organismos

não foram dominantes na comunidade. No reservatório da Vigia, observa-se uma maior diversidade algal, especialmente visível no inverno e na primavera de 2005, onde a comunidade apresentou dominância partilhada pelos grupos das criotófitas e das clorófitas. No ano seguinte, observa-se um aumento gradual das cianobactérias a partir do inverno até uma situação de dominância, observada no verão e no outono.

Relativamente aos dois reservatórios brasileiros (Três Marias e Tucuruí), verifica-se uma clara dominância espacial de cianobactérias nos dois períodos do ano. Todavia, comparativamente entre os dois reservatórios, em Tucuruí, concretamente em locais situados em rios afluentes (locais 7, 8, 9 10 e 11), foi verificado presença de algas pertencentes respetivamente aos grupos das crisófitas, clorófitas e pirrófitas (Figura 3).

No que se reporta à clorofila *a*, os valores médios mais elevados foram registados nos reservatórios portugueses de Monte Novo e do Roxo (Figura 4). Refira-se que de acordo com o critério de classificação do estado trófico da OECD (1982) para este parâmetro, ambos os reservatórios apresentam estado eutrófico ($> 8 \mu\text{g/L}$). Comparativamente, os reservatórios brasileiros apresentam concentrações médias de clorofila *a* mais reduzidas, especialmente o reservatório de Três Marias. Tucuruí apresenta um valor médio superior, próximo do obtido para o reservatório da Vigia mas muito distanciado dos valores médios obtidos

para os reservatórios de Monte Novo e do Roxo. Refira-se contudo, que o padrão espacial obtido nestes dois reservatórios

evidenciou uma clara dominância das cianobactérias em ambos os períodos do ano (período seco e período húmido).

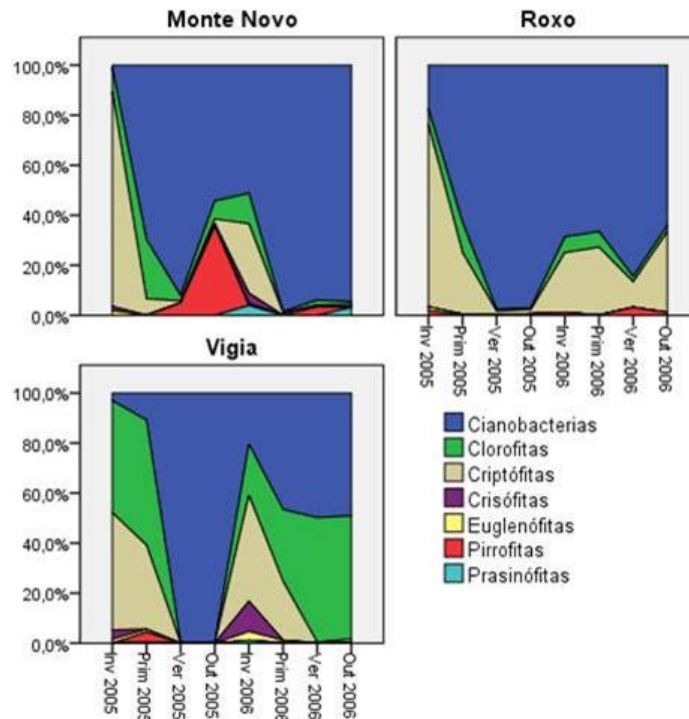


Figura 2. Evolução temporal da abundância relativa dos principais grupos fitoplanctónicos entre o inverno de 2005 e o outono de 2006 em três reservatórios portugueses (Monte Novo; Roxo e Vigia; Portugal)

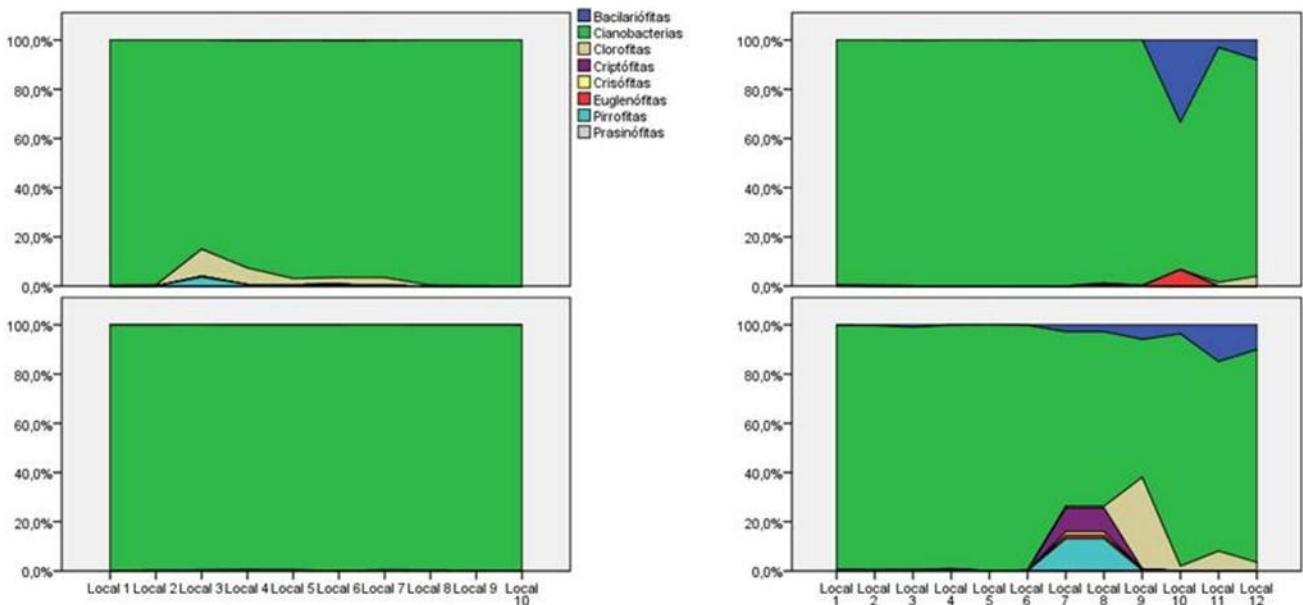


Figura 3. Evolução espacial da abundância relativa dos principais grupos fitoplanctónicos nos reservatórios de Três Marias (à esquerda) e de Tucuruí (à direita) em período húmido (gráficos em cima) e em período seco (gráficos em baixo) nos anos de 2005 e de 2006.

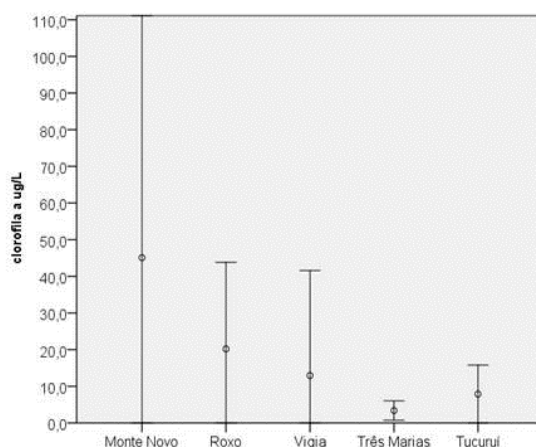


Figura 4. Valores médios e desvio padrão para o parâmetro clorofila *a* nos cinco reservatórios estudados em 2005 e 2006.

3.3 Identificação de Fluorescências a cianobactérias

Como referido anteriormente, considerou-se a existência de fluorescências de cianobactérias sempre que estas surgiam com densidades superiores a 2.000 cél/mL. Na Tabela 2 apresentam-se as situações detetadas para os reservatórios portugueses durante o período compreendido entre o inverno de 2005 e o outono de 2006. Verifica-se assim que em ambos os anos (2005 e 2006) nos três reservatórios foram identificadas fluorescências de cianobactérias em período de outono, primavera e verão. Todavia, no inverno de 2006 foram detetadas fluorescências nos reservatórios de Monte Novo e Roxo, embora com nível de risco baixo (densidades entre 20.000 cél/mL e 100.000 cél/mL). As densidades mais elevadas, associadas a risco moderado/elevado (>100.000 cél/mL), surgiram sobretudo em situação de verão e outono, tendo contudo, sido identificada uma fluorescência de risco elevado na primavera de 2006, no reservatório de Monte Novo.

Tal como refere Crayton (1993), as densidades elevadas que caracterizam as fluorescências fitoplanctónicas não se mantêm mais do que duas semanas, contudo, condições favoráveis poderão proporcionar desenvolvimento sucessivo de células, com substituição de fluorescência maioritariamente caracterizadas por uma espécie, por outras com composição específica distinta. Estas fluorescências sucessivas poderão manter-se durante vários meses, com formação de fluorescências mistas (Crayton, 1993). De facto, é o que se verifica nos reservatórios em estudo, com permanência de fluorescências deste a primavera até ao outono (mais de 6 meses).

Como se pode verificar pela observação da Tabela 2, todos os *taxa* que contribuíram com mais de 50% para a formação da fluorescência, são potencialmente produtores de toxinas com propriedades hepatotóxicas, neurotóxicas e dermatotóxicas, com sintomatologia ao nível hepático e ao nível do sistema nervoso.

Tabela 2. Identificação dos períodos do ano com ocorrências de fluorescências de cianobactérias nos reservatórios portugueses (Monte Novo, Roxo e Vigia). Identificação dos *taxa* que contribuíram com mais de 50% para as fluorescências; propriedades tóxicas das cianotoxinas associadas e órgãos alvo em humanos. Nota: a negrito identificam-se as fluorescências com densidades superiores a 100.000 cél/mL- risco médio/elevado. Fonte: Chorus & Bartram (1999)

| Reservatório | Colheita | Fluorescência | Cianobactérias | Cels/ml | Propriedades tóxicas | Órgãos alvo |
|--------------|----------------|-------------------------|-------------------------------|--|--|-----------------------------------|
| Monte Novo | Primavera 2005 | 32730 | <i>Microcystis aeruginosa</i> | 30706 | Hepatotóxica | Fígado |
| | Verão 2005 | 100069 | <i>Aphanizomenon sp</i> | 51733 | Hepatotóxica Neurotóxica | Fígado Sistema nervoso |
| | | | <i>Microcystis sp</i> | 32643 | Hepatotóxica | Fígado |
| | Outono 2005 | 5694 | <i>Aphanizomenon sp</i> | 4121 | Hepatotóxica Neurotóxica | Fígado Sistema nervoso |
| | Primavera 2006 | 250036 | <i>Microcystis sp</i> | 189146 | Hepatotóxica | Fígado |
| | | | <i>Woronichinia</i> | 59816 | Irritante | Pele, Olhos |
| | Verão 2006 | 57450 | <i>Coelosphaerium sp</i> | 25115 | Irritantes | Afectam todos os tecidos expostos |
| | Outono 2006 | 61046 | <i>Aphanizomenon sp</i> | 36993 | Hepatotóxica Neurotóxica | Fígado Sistema nervoso |
| Inverno 2006 | 4228 | <i>Aphanizomenon sp</i> | 4131 | | | |
| Roxo | Primavera 2005 | 45570 | <i>Oscillatoria sp</i> | 35899 | Neurotóxica Dermotóxica | Sistema nervoso Pele |
| | Verão 2005 | 861561 | <i>Oscillatoria sp</i> | 617428 | | |
| | Outono 2005 | 108898 | <i>Planktothrix sp</i> | 51675 | Hepatotóxica Neurotóxica Dermotóxica | Fígado Sistema nervoso Pele |
| | Inverno 2005 | 2591 | <i>Oscillatoria sp</i> | 2105 | | |
| | Primavera 2006 | 21531 | <i>Coelosphaerium sp</i> | 13330 | Irritantes | Afectam todos os tecidos expostos |
| | Verão 2006 | 39998 | <i>Oscillatoria sp</i> | 10356 7534 | Hepatotóxica Neurotóxica Dermotóxica | Fígado Sistema nervoso Pele |
| | | | <i>Oscillatoria tenuis</i> | | | |
| Outono 2006 | 14462 | <i>Microcystis sp</i> | 9480 | Hepatotóxica | Fígado | |
| Inverno 2006 | 16909 | <i>Oscillatoria sp</i> | 16681 | Hepatotóxica Neurotóxica Dermotóxica | Fígado Sistema nervoso Pele | |
| Vigia | Primavera 2005 | 3030 | <i>Coelosphaerium sp</i> | 2908 | Irritantes | Afectam todos os tecidos expostos |
| | Verão 2005 | 604807 | <i>Microcystis aeruginosa</i> | 356908 | Hepatotóxica | Fígado |
| | | | <i>Microcystis sp</i> | 41594 | | |
| | Outono 2005 | 112163 | <i>Coelosphaerium sp</i> | 34791 | Irritantes | Afectam todos os tecidos expostos |
| | Primavera 2006 | 21970 | <i>Aphanocapsa</i> | 11525 | Hepatotóxica | Fígado |
| | Verão 2006 | 240017 | <i>Aphanizomenon sp</i> | 179276 | Hepatotóxica Neurotóxica | Fígado Sistema nervoso |
| Outono 2006 | 9289 | <i>Woronichinia</i> | 4877 | Irritante | Pele, Olhos | |

Nos reservatórios brasileiros foram identificadas fluorescências com densidades muito elevadas que indiciam a existência de risco moderado/ elevado, ao longo de todo o

período estudado. Todavia, não foram identificados géneros com propriedades neurotóxicas (Tabela 3).

Tabela 3. Identificação dos períodos do ano com ocorrências de fluorescências de cianobactérias nos reservatórios brasileiros (Três Marias e Vigia). Identificação dos *taxa* que contribuíram com mais de 50% para as fluorescências; propriedades tóxicas das cianotoxinas associadas e órgãos alvo em humanos. Nota: a negrito identificam-se as fluorescências com densidades superiores a 100.000 cél/mL- risco médio/elevado. Fonte: Chorus & Bartram (1999)

| Reservatório | Colheita | Fluorescência | Cianobacterias | Cels/ml | Propriedades tóxicas | Órgãos alvo |
|--------------|---------------------|---------------|-------------------------------|---------|----------------------|-----------------------------------|
| Três Marias | Estação seca 2005 | 149436 | <i>Limnothrix sp</i> | 139814 | Irritante | Afectam todos os tecidos expostos |
| | Estação húmida 2005 | 84961 | <i>Limnothrix sp</i> | 85672 | | |
| Tucuruí | Estação húmida 2006 | 503327 | <i>Microcystis aeruginosa</i> | 448374 | Hepatotóxica | Fígado |
| | Estação seca 2006 | 128904 | <i>Microcystis aeruginosa</i> | 82824 | | |

É importante salientar no entanto, que mesmo os géneros potencialmente produtores de toxinas podem não as produzir com níveis detetáveis (Crayton, 1993).

4. Conclusões

Os reservatórios estudados apresentaram fluorescências de intensidade variável. Em Portugal, os reservatórios de Monte Novo e Roxo, apresentaram dominância de cianobactérias na comunidade fitoplanctónica desde a primavera até ao outono (mais de 6 meses). Nalgumas situações foram registadas densidades relativas próximas de 100% com concentrações de clorofila *a* muito elevadas. Como é o caso do reservatório de Monte Novo, onde foi detetada uma concentração de clorofila *a* de 45,07µg/L em situação com dominância de cianobactérias. Os reservatórios brasileiros revelaram uma população fitoplanctónica igualmente dominada pelas cianobactérias com

abundância relativa próxima dos 100%, acompanhadas por concentrações de clorofila *a* aproximadas dos 10µg/L (limite para o estado trófico OECD, 1982).

Os reservatórios portugueses e brasileiros apresentaram concentrações de fósforo total superiores a 10µg/L, podendo este facto contribuir para o desenvolvimento exponencial de cianobactérias. Tal como anteriormente referido, a ocorrência de fluorescências com densidades superiores a 100.000cels/mL e com clorofila *a* com concentração superior a 10µg/ml, permitem indicar a existência de risco potencial para a saúde pública. Facto que ocorreu com maior incidência nos reservatórios portugueses de Monte Novo e do Roxo, e no reservatório brasileiro de Tucuruí.

De acordo com a WHO (2004), os valores registados identificam existência de risco médio/elevado, com possibilidade de desenvolvimento de doença a longo prazo, para além de efeitos adversos a curto prazo.

De acordo com White *et al.* (2007), a ingestão de água contaminada com cianobactérias pode originar queixas de natureza diversa e o simples contacto recreativo com uma água

cujas concentrações sejam superiores a 15000 células/mL pode potenciar problemas de toxicidade (Tabela 4).

Tabela 4. Níveis de Risco associados à exposição recreativa. Fonte: Global Water Research Coalition, 2009

| Nível de Risco | Atividade recreativa |
|----------------|--|
| Elevado | Natação, mergulho, Windsurf. Atividades que envolvem imersão e por consequência elevada probabilidade de ingestão, inalação e exposição cutânea |
| Moderado | Atividades em que o risco de ingestão é reduzido, e a exposição a aerossóis e o contacto cutâneo são limitados (canoagem, vela) |
| Baixo | Atividades sem contacto com a água (acampamento, piquenique) |

Em muitos países, o aumento da ocorrência de fluorescências de cianobactérias, provocado pela eutrofização crescente das massas de água, tem sido encarado com preocupação pelas agências de proteção ambiental e distribuidores de água para consumo humano devido aos sérios impactos ecológicos e económicos associados (Santos *et al.*, 2004). Assim, importa implementar um conjunto de medidas suscetíveis de manter e promover a saúde pública, nomeadamente através da qualidade da água para consumo. Segundo a WHO (2008), é importante implementar ações que contribuam para diminuir a concentração de cianobactérias na água destinada ao consumo humano. Refiram-se, nomeadamente: (i) a implementação de tratamento eficaz da água para remoção de cianobactérias e respetivas toxinas (i.e. filtração, oxidação com ozono ou cloração); (ii) a monitorização regular de

cianotoxinas (Van Apeldoorn *et al.*, 2007).

Os programas de monitorização de águas de utilização recreativa devem ter em consideração o historial de ocorrência de fluorescências de cianobactérias, o tipo de utilização da água e a probabilidade da ocorrência de novas fluorescências em função do nível de nutrientes. Esta monitorização deve incluir: (i) a escolha do local de estudo (assegurando que este abrange a área frequentada pelo público); (ii) a fiscalização visual (observação de turvação da água e localização de espumas); (iii) a colheita de amostras de água para contagem e identificação fitoplanctónica, avaliação de nutrientes e de toxicidade (Global Water Research Coalition, 2009). Pela dificuldade de vigilância durante a utilização recreativa da água, é possível implementar medidas a curto prazo que incluam a divulgação de informação ao público e em última instância,

a proibição de utilização recreativa da água. A médio e longo prazo devem ser identificadas focos de poluição (fontes de nutrientes), de modo a evitar o desenvolvimento de cianobactérias e outras algas potencialmente perigosas (WHO, 2003).

5. Referências

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; EATON, A. D.; CLESCERI, L. C.; GREENBERG, A. E., (2000). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21st ed. Washington, DC: APHA.
- BRASIL (2005). Ministério do Meio Ambiente, CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA), Resolução nº 357, de 17.03.2005.
- Chorus, I.; Falconer, I. R.; Salas, H. J. & Bartram, J. (2000). Health risks caused by freshwater cyanobacteria in recreational waters. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B*, vol. 3, n. 4, p. 323-347.
- Chorus, I. & Bartram, J. (1999). Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management. Geneva: published by E & FN Spon on behalf of the World Health Organization.
- Crayton, M. A. (1993). Toxic cyanobacteria blooms: a field/laboratory guide. Olympia: Office of Environmental Health Assessments, Washington State Department of Health.
- Felip, M. & Catalan, J. (2000). The relationship between phytoplankton biovolume and chlorophyll in a deep oligotrophic lake: decoupling in their spatial and temporal maxima. *Journal of Plankton Research*, nº 1, p. 91-105.
- Fonseca, R.; Canário, T.; Morais, M. & Barriga, F. J. (2011). Phosphorus sequestration in Fe-rich sediments from two Brazilian tropical dam reservoirs. *Journal of Applied Geochemistry*, v. 26, p. 1607-1622.
- Fonseca, R.; Patinha C.; Barriga F. & Morais M. (2012). Role of the sediments of two tropical dam reservoirs in the flux of metallic elements to the water column. *Water Science & Technology*. p. 1-13.
- Funari, E. & Testai, E. (2008). Human health risk assessment related to cyanotoxins exposure. *Critical Reviews in Toxicology*, v. 38, p. 97-125.
- GLOBAL WATER RESEARCH COALITION (2009). International guidance manual for the management of toxic cyanobacteria. London: Global Water Research Coalition, 107 p.
- Gomes, M. V. (2009). Estudo da ocorrência de metais traço em sedimentos superficiais do Rio São Francisco a montante e a jusante da Represa Três Marias, Minas Gerais, Brasil. 104 f. Dissertação (Mestrado em química) – Centro de Ciências Exatas e Tecnologia,

- Universidade Federal de Sergipe, S. Cristóvão, 2009.
- Karaddzic, V.; Subakov-Simic, G.; Krismanic, J. & Natic, D. (2010). Phytoplankton and eutrophication development in the water supply reservoirs Garasi and Bukulja (Serbia). *Desalination*, v. 255, p. 91-96.
- Lee, R. E. (2008). *Phycology*. 4th ed. Cambridge: Cambridge University, Press, 560 p.
- Mendes, B. & Oliveira, J. F. (2004). *Qualidade da água para consumo humano*. Lisboa: Lidel.
- Morais, M.; P. Pinto, P.; Saúde, A. C.; Caeiro, J. & Pinto, V. (2003). Qualidade ecológica de águas interiores superficiais. *Anais da Universidade de Évora*, n. 10-11, p. 55-102.
- Morais, M. M.; Pedro A.; Rangel M.; Fonseca R.; Barriga F. & Theodoro, S. (2009). The use of discriminant analysis to detect functional differences in two large reservoirs in Brazil (Três Marias, São Francisco and Tucuruí, Amazon). In DUARTE, L. M.; Pinto, P. (Org.). *Sustainable development: energy, environment and natural disasters*. Évora: Fundação Luis de Molina, p. 51-67.
- Msagati, T. A.; Bupe, A.; Shushu, S. & Shushu, D. (2006). Evaluation of methods for the isolation, detection and quantification of cyanobacterial hepatotoxins. *Aquatic Toxicology*, v. 4, n. 78, p. 382-397, jul.
- ORGANISATION FOR ECONOMIC COOPERATION AND DEVELOPMENT (OECD) (1982). *Eutrophication of waters: monitoring, assessment, and control*. Paris: OECD, 154 p.
- Paerl, H. (2008). Nutrient and other environmental controls of harmful cyanobacterial blooms along the freshwater-marine continuum. In Hudnell, H. K. (Org.). *Cyanobacterial harmful algal blooms: state of the science and research needs*. New York: Springer, p. 217-237.
- Peel, M. C.; Finlayson, B. L. & McMahon, T. A. (2007). Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology Earth Systems Science*, v. 11, p. 1633-1644.
- PORTUGAL, MINISTÉRIO DO AMBIENTE (1998). Decreto-Lei n° 236/98, de 01.08.1998.
- Santos, M. C.; Pacheco, D. M.; Muelle, H. & Santana, F. (2004). Fluorescências de cianobactérias nas Lagoas das Sete Cidades e Furnas (S. Miguel-Açores): causas e consequências. In 8^a Conferência Nacional do Ambiente, DCEA/FCT/UNL, Lisboa, 27-29 out.
- Utermöhl, H. (1958). Zur Vervollkommnung ver quantitativen Phytoplankton-Methodic. *Mitt. Int. Verein. Limnol.*, v. 9, p. 1-38.
- Van Apeldoorn, M. E.; Van Eegmond, H. P.; Speijers, G. J. & Bakker, G. (2007). Toxins of

cyanobacteria. *Molecular Nutrition and Food Research*, v. 51, n. 1, p. 7-60, jan.

Viegas, V. (2010). *Fitoplancton das albufeiras do Dâvor, Monte Novo e Pêgo do Altar: contribuição para o estudo da qualidade da água*. 2010. 107 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Humana e Ambiente) – Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, Lisboa.

White, S. H.; Duivenvoorden, L. J.; Fabbro, L. D. & Eaglesham, G. K. (2007). Mortality and toxin bioaccumulation in *Bufo marinus* following exposure to *Cylindrospermopsis raciborskii* cell extracts and live cultures. *Environmental Pollution*, v. 1, n. 147, p. 158-167.

WHO (1999). *Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management*. Geneva: WHO.

WHO (2003). *Guidelines for safe recreational water environments – Vol. 1: coastal and fresh waters*. Geneva: WHO.

WHO (2004). *Guidelines for drinking-water quality, vol. 1*. 3rd ed. Geneva: WHO.

WHO (2008). *Guidelines for drinking-water quality*. 3rd edition incorporating the 1st and 2nd addenda. Geneva: WHO.

WHO & UNICEF (2005). *Water for life: making it happen*. Geneva: WHO.