

## Reservatório de foz do areia, Brasil: Aspectos físicos, químicos e cianotoxinas

Os processos de desenvolvimento humanos regem grandes alterações no ambiente natural, os quais podem ser citados as formas de produção de energia via hidrelétricas com grandes reservatórios de água que transformam o ambiente natural, levando a alterações nas condições naturais enquanto outros processos antrópicos, que podem desencadear a produção de cianotoxinas pelas cianobactérias, especialmente a Microcistina-LR, uma hepatotoxina altamente perigosa. Já tendo apresentado episódios de proliferações de cianobactérias, o objetivo do estudo consistiu em pesquisar e avaliar os aspectos físicos, químicos e a ocorrência de cianotoxinas no reservatório de Foz do Areia. Foram investigados os principais parâmetros de qualidade da água, matéria orgânica e Microcistina-LR e os resultados interpretados por análise de componentes principais para levantar os principais fatores influenciadores da produção fitoplanctônica, a relação entre o aumento da biomassa e a ocorrência de cianobactérias relacionadas à produção da toxina, ocorrência das cianobactérias, possivelmente, produtoras da toxina e a ocorrência da toxina intra e extracelular nos pontos monitorados. Os resultados demonstraram que embora o aumento da biomassa fitoplanctônica esteja relacionada com a maior incidência de radiação solar e operação hidráulica do reservatório, não foram encontrados fatores condicionantes específicos a ocorrência da proliferação de cianobactérias no reservatório e com a produção da toxina pelos microrganismos, bem como relação entre os parâmetros pesquisados e a liberação da toxina para o ambiente externo.

**Palavras-chave:** Blooms de Cianobactérias; Microcistina-LR; Eutrofização.

## Foz do areia reservoir, Brazil: Physical, chemical and cyanotoxin aspects

Human development processes govern large changes on the natural environment, one of the biggest are the reservoirs of hydroelectric power plants, transforming the natural environment, leading to changes in natural conditions while other anthropogenic processes accelerate the processes of eutrophication, which may trigger a production of cyanotoxins by cyanobacteria, especially a cyanotoxin Microcystin-LR, a highly dangerous hepatotoxin. The objective of this study was to investigate and evaluate the physical, chemical and cyanotoxins occurrence in the Foz do Areia reservoir. The main parameters of water quality, organic matter and microcystin were investigated, the results analyzed by factor analysis for to raise the main factors influencing phytoplankton production, the relation between the phytoplankton production and the occurrence of cyanobacteria related to the toxin production. Relation between phytoplankton production, the occurrence of cyanobacteria possibly produced by the toxin and the occurrence of intra and extracellular toxin in the monitored sites. The results showed that a phytoplankton production with a higher incidence of solar radiation and hydraulic operation of the reservoir did not find specific conditioning factors an occurrence of flowering of cyanobacteria without reservoir and a production of the toxin by the microorganisms, as well as the relation between the data the release of the toxin into the external environment.

**Keywords:** Cyanobacterial Algal Blooms; Microcystin-LR; Eutrophication.

Topic: **Desenvolvimento, Sustentabilidade e Meio Ambiente**

Received: **10/04/2018**

Approved: **24/05/2018**

Reviewed anonymously in the process of blind peer.

Luana Jesus Oliveira Marcante 

Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Brasil

<http://lattes.cnpq.br/1249412878000800>

<http://orcid.org/0000-0001-6226-574X>

[luanamarcante@live.com](mailto:luanamarcante@live.com)

Alessandra Honjo Ide 

Universidade de Lisboa, Brasil

<http://lattes.cnpq.br/5227742126813095>

<http://orcid.org/0000-0002-7890-1306>

[alessandrahide@hotmail.com](mailto:alessandrahide@hotmail.com)

Taís Cristina Filippe 

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Brasil

<http://lattes.cnpq.br/9617640402863895>

<http://orcid.org/0000-0001-9487-0477>

[taisfilippe@gmail.com](mailto:taisfilippe@gmail.com)

Julio César Rodrigues Azevedo 

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Brasil

<http://lattes.cnpq.br/8987771365126082>

<http://orcid.org/0000-0001-5358-0713>

[jcrazevedo@hotmail.com](mailto:jcrazevedo@hotmail.com)



DOI: 10.6008/CBPC2179-6858.2018.004.0003

### Referencing this:

MARCANTE, L. J. O., IDE, A. H., FILIPPE, T. C., AZEVEDO, J. C.. Reservatório de foz do areia, Brasil: Aspectos físicos, químicos e cianotoxinas. *Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais*, v.9, n.4, p.24-40, 2018. DOI: <http://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2018.004.0003>

## INTRODUÇÃO

A intensidade luminosa, temperatura, concentração de nutrientes e a morfologia hidrodinâmica dos corpos d'água são os principais fatores que influenciam a composição da comunidade fitoplanctônica (CASPER, 1984; ZHU et al., 2010; GUZMÁN-GUILLÉN et al., 2015), bem como as restrições ambientais e fisiológicas (LIU et al., 2011). As mudanças aceleradas no aproveitamento da utilização dos espaços por meio de alterações antrópicas, condiciona a aceleração de processos de eutrofização associados ao desenvolvimento agrícola, industrial e subprodutos da atividade urbana devido ao enriquecimento de nutrientes nos corpos d'água continentais (GKELIS et al., 2014; QIN et al., 2015)

Outro fator importante a ser considerado na eutrofização, em grandes bacias hidrográficas, é o represamento em cascata, como é observado na bacia do Rio Iguaçu. O efeito em cascata pode causar alterações no fluxo da água e no transporte de sedimentos e substâncias associadas à promoção do crescimento de cianobactérias, isso porque há o aumento no tempo de retenção hidráulico e intensa exposição à luminosidade solar assim como a influência das modificações fluviais — tanto quantitativas quanto qualitativas — à montante dos reservatórios (CHORUS et al., 1999).

Componentes naturais dos ambientes aquáticos em todo o mundo, as cianobactérias são seres procarióticos fotossintetizantes, com grande capacidade de adaptação aos mais diversos ambientes, compondo uma parcela importante do fitoplâncton (SANT'ANNA et al., 2006; AZEVEDO et al., 2002; O'NEIL et al., 2012; QIN et al., 2015).

Essas proliferações, chamadas atualmente de CyanoHABs (Cyanobacterial algal blooms), estão sendo associadas não somente ao aporte de nutrientes, mas também ao aquecimento global, necessitando de ações de controle de gestão não somente às atividades que aportem nutrientes, mas também ao controle térmico, hidrológico, químico e físico associados as atividades humanas (PEARL et al., 2011; O'NEIL et al., 2012; LU et al., 2013; MEREL, et al., 2013; HORST et al., 2014; MA et al., 2014; WEIRICH et al., 2014; QIN et al., 2015). A grande preocupação associadas à eutrofização e consequente ocorrência de proliferações de cianobactérias é seu potencial tóxico, devido à capacidade de sintetizar metabolitos secundários prejudiciais à saúde humana e ao ambiente, comprometendo a utilização da água para abastecimento público (CARMICHAEL, 1992; CODD, 1996; CHORUS et al., 1999; CODD, 2000; METCALF et al., 2000; CODD et al., 2005; CARVALHO et al., 2007; IBELINGS et al., 2007; CARVALHO et al., 2008; GKELIS et al., 2014; HORST et al., 2014).

As cianotoxinas são toxinas produzidas por algumas espécies de cianobactérias em água doce ou salgada, classificadas como hepatotoxinas (microcistina e nodularina); neurotoxinas (anatoxina-a, anatoxinas, homoanatoxina-a e saxitoxina); citotoxinas (cilindrospermopsina) e dermatotoxinas (lingbiatoxina) (CODD, 1996; CODD, 2000; KAEBERNICK et al., 2001; CODD et al., 2005; WOOD et al., 2011; BERNARDI BIF et al., 2013a; YUNES et al., 2013; KOZDĘBA et al., 2014; KAMP et al., 2016).

Dentro do grupo das hepatotoxinas, a mais comum em proliferações é a microcistina, que consiste em peptídeos cíclicos hepatotóxicos, podendo conter de dois a dezenas de aminoácidos, que são unidos entre

si por meio de ligação peptídica. São produzidas pelos gêneros *Microcystis* sp., *Anabaena* sp., *Oscillatoria* sp., *Nostoc* sp., *Hapalosiphon* sp., *Anabaenopsis* sp. (CARMICHAEL, 1992; KOZDĘBA et al., 2014).

São toxinas inibidoras das proteínas fosfatases, grupo comum de enzimas responsáveis pelo processo de desfosforilação de várias substâncias na célula. Com a inibição desse processo, há a hiperfosforilação e leva ao total desacoplamento das atividades celulares (CARMICHAEL, 1992)

Existem vários relatos de proliferações tóxicas de cianobactérias em ambientes naturais em todas as partes do mundo (TWIST et al., 1997; FIGUEIREDO et al., 2004; CODD et al., 2005; KORMAS et al., 2011; MEREL et al., 2013b; GKELIS et al., 2014; HORST et al., 2014; ZHANG et al., 2015; CHEN et al., 2016; HARKE et al., 2016; PITOIS et al., 2016; SOLIS et al., 2016), assim como em várias regiões brasileiras (AZEVEDO et al., 2002; BITTENCOURT-OLIVEIRA, 2003; VIEIRA et al., 2005; ALMEIDA et al., 2006; COSTA et al., 2006; LOMBARDO et al., 2006; CARVALHO et al., 2007; CARVALHO et al., 2008; DEBLOIS et al., 2008; CHELLLAPPA et al., 2008; CRUZ et al., 2013; SILVA et al., 2013; JARDIM et al., 2014; HARKE et al., 2016; RAMOS et al., 2016) e diversos reservatórios paranaenses, tais como o Lago de Itaipu (KAMOGAE et al., 2002) e reservatório do Iraí (CETTO et al., 2004).

O reservatório de Foz do Areia já foi interditado, no ano de 2006, para pesca e banho pelos órgãos ambientais responsáveis devido à proliferação que foi detectada, em outubro daquele ano, apresentando potencial de toxicidade. O reservatório foi liberado somente em agosto de 2008, voltando a ser interditado em dezembro de 2008 (PARANÁ, 2006; 2008; 2008b).

Um dos episódios mais graves relacionado com proliferações tóxicas de cianobactérias ocorreu na cidade de Caruaru, no nordeste brasileiro, em 1996. Após receberem água na hemodiálise de um reservatório de abastecimento da região onde havia uma floração. Dos 131 pacientes da clínica, 100 apresentaram quadro de insuficiência hepática e 52 pacientes vieram a óbito. Após investigação, concluiu-se que a causa das mortes foi exposição intravenosa a microcistinas (AZEVEDO et al., 2002).

Além de testes de toxicidade em camundongos, existem estudos sobre a influência na comunidade zooplantônica (ALVA-MARTÍNEZ et al., 2007; BARTOLOMÉ et al., 2013; D'ORS et al., 2016) e relatos de contaminação e mortalidade de peixes (AMÉ et al., 2010; LIFSHITS et al., 2011), flamingos (KRIENITZ et al., 2003), tartarugas (NASRI et al., 2008), efeitos no sistema solo-planta (CORBEL et al., 2015) assim como estudos investigativos sobre a incidência de câncer (TIAN et al., 2013), em eventos de proliferações de cianobactérias em ambientes naturais, comprovados por índices de contaminação de toxinas em seus tecidos e outros indicativos. Esses estudos sugerem que a mortalidade está associada a duas principais vias: consumo direto de cianobactérias e/ou consumo de animais com toxinas acumuladas ou ainda a contaminação da água potável.

A despeito da alta frequência de proliferações, nem toda ocorrência é fundamentalmente tóxica, sendo que os motivos que levam à produção de toxina ainda não estão completamente esclarecidos. Algumas hipóteses estão relacionadas com (i) estressores ambientais, (ii) predomínio de cepas tóxicas e não tóxicas devido a dinâmica e inter-relações de competição entre populações, (iii) níveis críticos de nutrientes,

principalmente fósforo e (iv) luminosidade (CARMICHAEL, 1992; KAEBERNICK et al., 2001; GUPTA et al., 2003; HORST et al., 2014; MA et al., 2014).

Além da potencial toxicidade de uma proliferação de cianobactérias, outro problema significativo é a decomposição da matéria orgânica, proveniente da alta biomassa, faz com que haja depleção de oxigênio dissolvido no ambiente, gerando problemas secundários como mortalidade de peixes e interferência em toda vida aquática (CHORUS et al., 1999; CHELLAPPA et al., 2008; PAVAGADHI et al., 2013; DROBAC et al., 2016; VAN WICHELEN et al., 2016). Diante disso, o objetivo do presente estudo foi avaliar a relação entre parâmetros hidrológicos, físicos, químicos e biológicos na concentração, biomassa fitoplanctônica e na ocorrência de Microcistina-LR no reservatório de Foz do Areia, localizado na Bacia do Rio Iguaçu, PR.

## MATERIAIS E MÉTODOS

### Área de estudo

O primeiro reservatório da série de reservatórios localizada na bacia do Rio Iguaçu, é reservatório de Foz do Areia, por isso recebe toda a carga à montante, por exemplo, a proveniente da Região Metropolitana de Curitiba/PR, sendo uma hipótese que, essa influência antrópica possivelmente acarretou as proliferações de cianobactérias tóxicas em 2006, ocasionando o impedimento de utilização de suas águas. O reservatório de Foz do Areia (Figura 1) faz parte do complexo da Usina Hidrelétrica Governador Bento Munhoz da Rocha Neto, sob concessão da COPEL – Companhia Paranaense de Energia, de potência instalada de 1676 MW, situada no município de Pinhão, localizada no centro-sul do estado do Paraná, a 250 km de Curitiba (COPEL, 1991; COPEL, 1995; MINE et al., 2002).

Formado com o intuito de regular vazão e geração de energia elétrica, o reservatório de Foz do Areia localiza-se nas coordenadas 51° 41' O e 26°03' S, com área inundada 153 km<sup>2</sup>, relativo à cota 744 m, drenando uma área de 29.800 km<sup>2</sup>, as quais pertencem aos municípios de Pinhão, Cruz Machado, Bituruna, Porto Vitória, União da Vitória e Porto União (COPEL, 1995). Teve seu enchimento realizado no ano de 1980, acumulando um volume de 6,07 km<sup>3</sup>, vazão média de 544 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> e tempo de residência de 102 dias e amplitude de deplecionamento máximo de 47 m (COPEL, 1991; COPEL, 1995; MINE et al., 2002).

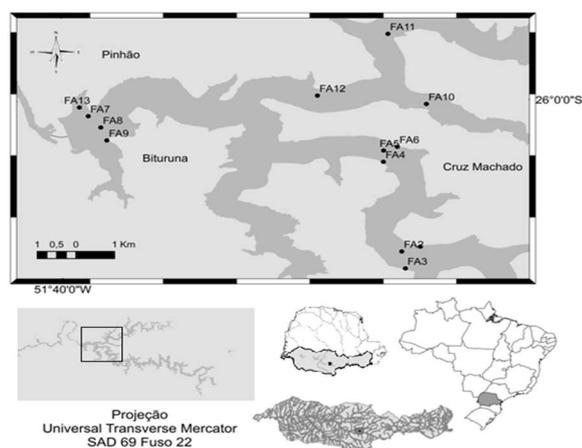


Figura 1: O reservatório de Foz do Areia.

## Amostragem

As estratégias e procedimentos de amostragem foram definidas com base nas NBR's 9897 e 9898 (ABNT, 1987a; 1987b) e guia específico (ANA et al., 2011). A amostragem foi realizada nos 13 pontos observados na Figura 1 de forma subsuperficial, em três coletas, nos meses de julho/2012, novembro/2012 e fevereiro/2013, contemplando três estações do ano: inverno, primavera e verão, respectivamente. Os dados hidrológicos de vazão, nível, volume e produção energética do reservatório de Foz do Areia, foram fornecidos pela COPEL e utilizados para análise e cálculos específicos relacionados ao funcionamento das variáveis no período estudado.

Em campo foram determinados os parâmetros de oxigênio dissolvido ( $\text{mg L}^{-1}$ ), pH, condutividade elétrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ), potencial redox (mV) e dos sólidos totais dissolvidos com a sonda multiparâmetro Hanna 9898. A turbidez (Unidades Nefelométricas de Turbidez - NTU) foi determinada utilizando um turbidímetro digital Hanna. Para os parâmetros físicos e químicos da água, foram utilizados recipientes de 1 litro, previamente descontaminados com ácido clorídrico e enxaguados com água deionizada, segundo as especificações da NBR 9898 (ABNT, 1987). As amostras foram preservadas em gelo a  $4^{\circ}\text{C}$  até a chegada ao laboratório onde foram armazenadas em geladeira para processamento posterior.

## Análise dos parâmetros

Os métodos utilizados nas análises de nutrientes e biomassa foram baseados na metodologia sugerida por APHA (2005). Os métodos utilizados são apresentados na tabela 1.

**Tabela 1:** Métodos de análises de nutrientes utilizados nas amostras de água coletadas.

Parâmetro	Método	Referência
Clorofila-a	Extração do pigmento fotossintetizante	10200 H
Nitrogênio amoniacal	Método de Fenato	4500 – NH <sub>3</sub> + F
N-nitrito	Método Colorimétrico	4500 – NO <sub>2</sub> - B
N-nitrato	Método da Redução do Cádmio	4500 – NO <sub>3</sub> - E
Ortofosfato	Método do Ácido Ascórbico	4500-P E
Fósforo total	Digestão ácida	4500-P E

Fonte: APHA (1998).

Para caracterização da matéria orgânica, as amostras in natura foram filtradas utilizando membranas de éster de celulose 0,45  $\mu\text{m}$  de porosidade. As amostras filtradas foram submetidas à análise de carbono orgânico dissolvido, determinação dos espectros de absorção na região do ultravioleta e visível e dos espectros de emissão de fluorescência.

O Carbono Orgânico Dissolvido (COD) foi determinado empregando o equipamento HiperToc Thermo Scientific. A análise na região do ultravioleta visível (UV-Vis) foi realizada no espectrofotômetro Varian (Cary 50), modo varredura, de 200 a 600 nm, com correção do sinal analítico por meio de branco com água ultrapura. Os comprimentos de onda de interesse e suas relações foram corrigidos e submetido à cálculos específicos. Os resultados dessa análise foram inseridos na análise estatística.

A análise de emissão de fluorescência foi realizada no espectrofotômetro da marca Varian (Cary Eclipse Fluorescence Spectrophotometer), velocidade de varredura utilizada foi  $240 \text{ nm min}^{-1}$ , com fenda de

5 nm, em cubeta de quartzo com 1 cm de caminho óptico. O controle do sinal analítico e eliminação do espalhamento Raman dos espectros foram obtidos com o espectro da água ultrapura. Os espectros de Intensidade de Fluorescência (IF) foram obtidos nos comprimentos de onda de excitação em 314 e 370 nm, além da varredura do espectro sincronizado, com excitação de 250 a 600 nm ( $\Delta\lambda = 18$  nm). Para a compreensão das fontes da matéria orgânica, foram utilizados os espectros com excitação de 370 nm. Deste espectro foram determinados os picos de máxima emissão de intensidade de fluorescência (PW), normalizados pelas concentrações de COD e as intensidade nos comprimentos de emissão em 450 e 500 para determinar a razão FR (WESTERHOFF et al., 2000). Para a construção de Matrizes de Excitação e Emissão (MEE), foram obtidos espectros de excitação nos comprimentos de onda de 220 a 600 nm e emissão de 220 a 700 nm, sendo analisados os picos segundo Coble (1996).

Para a coleta e extração de Microcistina-LR foram utilizados frascos vidros âmbar de 1 litro, previamente limpos com detergente Extran, queimados à 450°C, com posterior enxágue sucessivo com três solventes (hexano, diclorometano e metanol), para a retirada de compostos orgânicos que pudessem interferir na amostra. A extração das toxinas foi realizada imediatamente após a chegada em laboratório sendo adaptada da metodologia de Matthiensen et al. (1999).

Para a determinação de toxinas intracelulares, um litro de amostra de água superficial foi filtrado em membrana de fibra de vidro (GF/C 45mm, Millipore) e esses filtros foram congelados e posteriormente liofilizados por 24 horas. A extração das toxinas foi realizada adicionando-se com 25 mL de metanol grau HPLC (J.T. Baker), por uma hora e temperatura ambiente. Após esse tempo, a operação foi repetida e os dois extratos foram misturados e rotaevaporados a vácuo, a 40°C em 80 rpm. O extrato foi ressolubilizado em 1 mL de metanol.

A determinação de toxinas dissolvidas na água foi realizada a partir da filtração de 1,0 litro de amostra. Posteriormente foi adicionado 10,0 mL de ácido trifluoracético 10% (HDASDU), agitados e submetidos à nova filtração. A extração das toxinas por fase sólida foi realizada por extração em fase sólida (SPE), em cartuchos de 6,0 mL, contendo 1000,0 mg de octadecilsilano (C18). Os cartuchos de C18 foram previamente ativados com metanol e água ultrapura. A eluição do extrato, contendo possível toxina, foi realizada empregando 6 mL de metanol acidificado (metanol: TFA 0,1%, v/v). Esse extrato foi rotaevaporado à vácuo, a 40°C e 80 rpm e redissolvidos em 1 mL de metanol. Após a extração, os extratos foram armazenados a 4°C e analisado em laboratório externo, realizadas em LC-MS íon trap (HPLC Shimadzu Prominence com DAD acoplado a Esquire HCT (Bruker Daltonics) via fonte de electrospray.

### **Avaliação dos resultados**

A fim de reduzir a dimensionalidade dos dados e observar a formação de grupos de pontos e/ou períodos de coleta, foi realizada Análise de Componentes Principais, utilizando autovalores maiores que um (1,0). Os valores resultantes do monitoramento foram previamente normalizados com o objetivo de remover os efeitos causados pela variação dos dados. A análise bidimensional das variáveis foi realizada pela correlação de Pearson com intervalo de confiança de 95%.

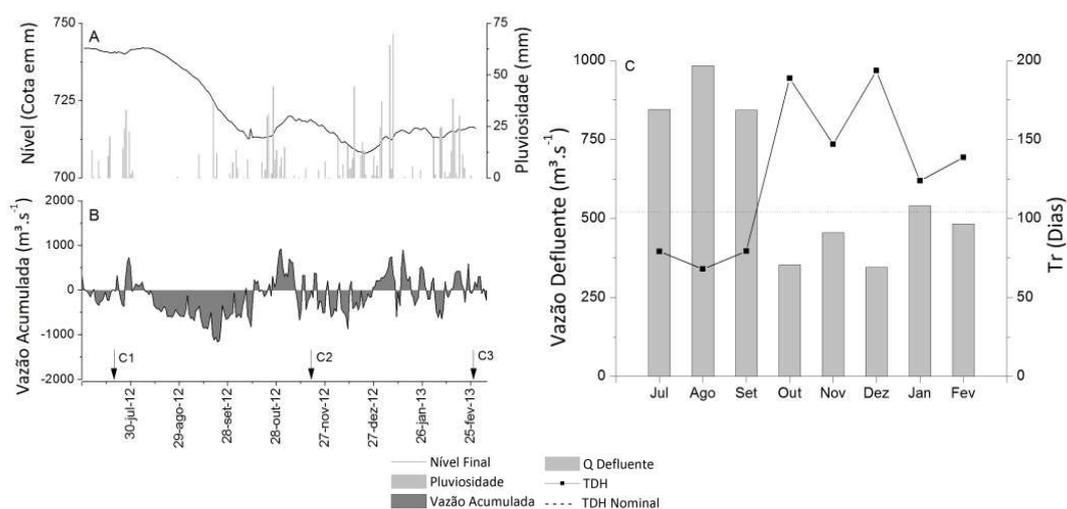
A avaliação final do estudo foi feita com base nos resultados estatísticos observados sob três abordagens: Fatores influenciadores do aumento da biomassa fitoplanctônica; Relação entre o aumento da biomassa fitoplanctônica e a ocorrência de cianobactérias relacionadas à produção da toxina; Relação entre o aumento da biomassa fitoplanctônica, ocorrência das cianobactérias possivelmente produtoras da toxina e a ocorrência da toxina intra e extracelular nos pontos monitorados.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Aspectos Hidrológicos

A partir de dados do Instituto Agrônomo do Paraná (IAPAR) foi observado um aumento na precipitação em relação à média histórica, na ordem de 50 a 200 mm mês<sup>-1</sup>, entre junho e julho de 2012, em toda a bacia do Rio Iguaçu (Figura 2). Nos meses subsequentes, até a terceira coleta que foi em fevereiro/2013, à exceção do mês de outubro e dezembro/2012, todos os meses apresentaram déficit na precipitação de até 150 mm mês<sup>-1</sup> em relação à média histórica. A partir desses dados, foi possível considerar que a coleta realizada no mês de julho/2012 e fevereiro/2013 foram em períodos chuvosos e a coleta de novembro/2012, em período de seca. As coletas tiveram comportamento atípico em relação à pluviosidade.

O regime atípico de chuvas observado no período estudado, principalmente na RMC, onde fica a nascente do Rio Iguaçu, influenciou em grandes taxas a vazão do Rio Iguaçu e conseqüentemente no regime de gerenciamento do nível do reservatório de Foz do Areia (Figura 2A). A partir desses resultados, foi possível extrair informações importantes no que se refere ao comportamento dos parâmetros químicos, físicos e biológicos no reservatório de Foz do Areia, uma vez que a diminuição da vazão acumulada nos reservatórios origina redução do nível, promovendo o aumento do tempo de retenção hidráulico, e conseqüente possível aumento de tempo de contato da biota com os nutrientes.



**Figura 2:** Variações na flutuação de nível, pluviosidade (A) vazão acumulada e Vazão média defluente (B), tempos de retenção mensal calculado e nominal (C) para o reservatório de Foz do Areia no período de início de julho/2012 ao final de fevereiro/2013.

Com o aumento da pluviosidade entre as coletas de novembro/2012 e fevereiro/2013, o nível do reservatório se manteve baixo, para que o aumento de vazão pudesse ser transformado em aproveitamento

energético, como pode ser observado pelo aumento da produção média de energia no mês de fevereiro/2013 (Tabela 2).

**Tabela 2:** Nível, volume útil, tempo de retenção médio mensal e produção média (mw) de energia da hidrelétrica formadora do reservatório de Foz do Areia no período estudado.

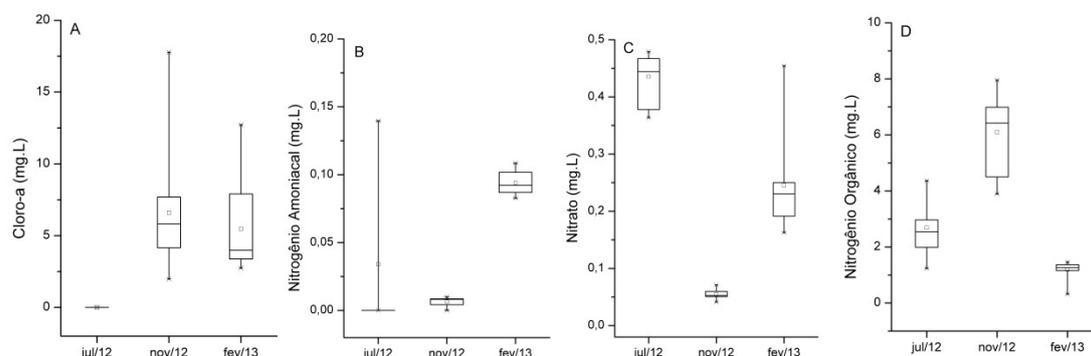
Amostragem	Nível Cota (m)	TDH
Julho/12	740,79	79,17
Nov/12	718,28	146,92
Fev/13	715,58	138,62

Fonte: Adaptado de COPEL (2013).

### Aspectos químicos

No período estudado, possivelmente, devido à grande variação hidrológica, observaram-se variações significativas nos parâmetros químicos nos pontos amostrados. Considerando todo o período de amostragem, observou-se que apenas o pH e a saturação de oxigênio tiveram coeficientes de variação baixos (Tabela 3). Importante salientar que nos meses de nível baixo do reservatório, houve um aumento significativo do tempo de detenção hidráulico (TDH), o que pode ter condicionado o maior tempo de contato dos nutrientes e a produção primária.

Os resultados de clorofila-a, nitrogênio amoniacal, nitrato e nitrogênio orgânico podem ser observados na figura 4. Em relação à clorofila, os teores encontrados demonstraram o comportamento da biomassa fitoplanctônica no período estudado, sendo que na primeira amostragem não foram observados resultados que demonstrassem a presença significativa de biomassa fitoplanctônica, porém, em novembro, na época da seca observada, os resultados de clorofila-a foram de  $6,89 \pm 4,47 \text{ mg L}^{-1}$  (CV = 0,65). Isto pode estar relacionado com o baixo nível do reservatório e consequentemente maior TDH observado, onde a biota possivelmente teve maior tempo de contato com os nutrientes, aumentando a biomassa fitoplanctônica no período. Em fevereiro/13, dois aspectos podem ter contribuído com a diminuição da produtividade primária: a diminuição da disponibilidade do ortofosfato e fósforo total e o maior aproveitamento energético do reservatório que aumentam a retirada de água do reservatório.

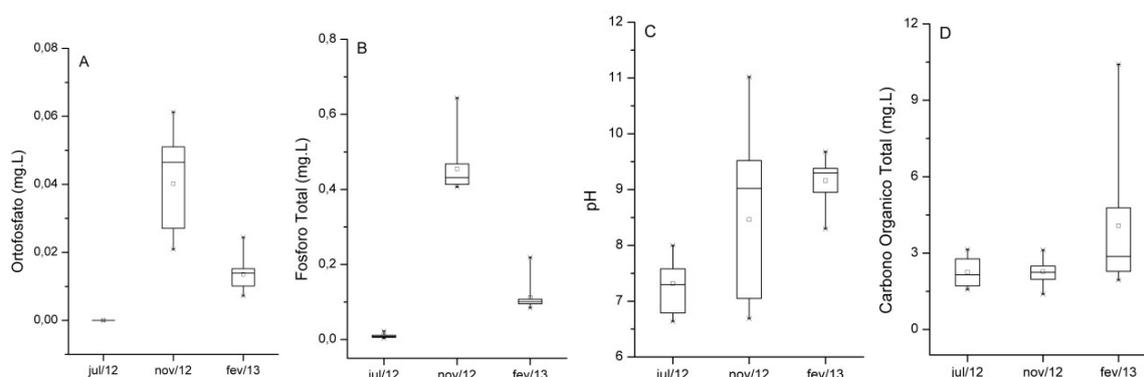


**Figura 3:** Resultados de clorofila-a (A), nitrogênio amoniacal (B), nitrato (C) e nitrogênio orgânico (D).

No caso da série do nitrogênio (Figura 4), observou-se que o nitrogênio amoniacal em geral apresentou valores baixos, exceto na amostragem realizada em fevereiro ( $0,09 \pm 0,0093 \text{ mg L}^{-1}$ ; CV = 0,01). Isso porque devido às chuvas, material proveniente do carreamento alóctone pode ter iniciado o processo

de decomposição, contribuindo na quantidade desse nutriente ou devido à decomposição no sistema de matéria autóctone. No caso do nitrato, observou-se uma baixa na época de seca ( $0,05 \pm 0,008 \text{ mg L}^{-1}$ ; CV = 0,14), podendo ter sido ocasionada pelo aproveitamento do fitoplâncton para seu metabolismo. Essa teoria pode servir de suporte para o aumento relativo do nitrogênio orgânico observado na seca ( $6,03 \pm 1,41 \text{ mg L}^{-1}$ ; CV = 0,23), devido ao material nitrogenado presente na parede celular da biomassa.

No caso do fósforo (Figura 5), os níveis de ortofosfato são mais altos na amostragem de novembro/2012 ( $0,04 \pm 0,01 \text{ mg L}^{-1}$ ; CV = 0,37), devido possivelmente ao aumento do tempo de detenção hidráulico e período de decomposição. O aumento da concentração do fósforo favoreceu também a maior quantidade de biomassa fitoplanctônica. Em fevereiro/2013, era esperado, com a diminuição do tempo de detenção hidráulico, uma diminuição desse nutriente, porém as chuvas acabaram por trazer material fosfatado alóctone do ambiente, provavelmente proveniente de fontes de agropecuárias.

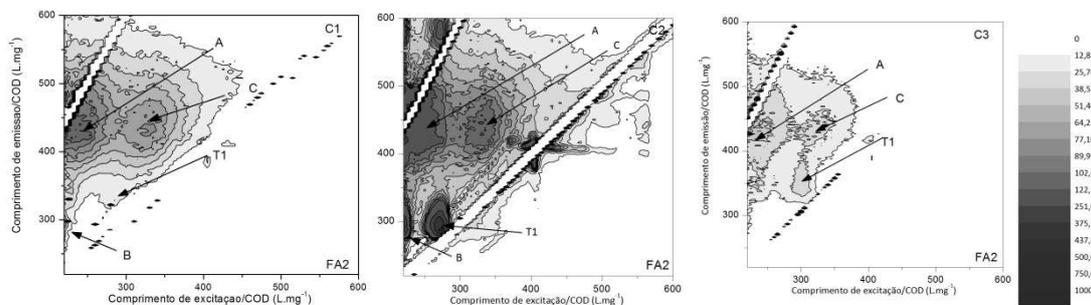


**Figura 4:** Resultados de ortofosfato (A), fósforo total (B), pH (C) e carbono orgânico total (D).

Também foram observadas variações do pH entre as coletas, sendo que a coleta que apresentou maior variação dos valores de pH foi em novembro/2012, provavelmente relacionado com o aumento da produtividade primária, que, normalmente provoca aumentos de pH. O carbono orgânico dissolvido (COD) apresentou sua maior média na amostragem realizada em fevereiro ( $4,18 \pm 2,93 \text{ mg L}^{-1}$ ; CV = 0,70) proveniente de material rico em matéria orgânica carregado com as chuvas para dentro do reservatório.

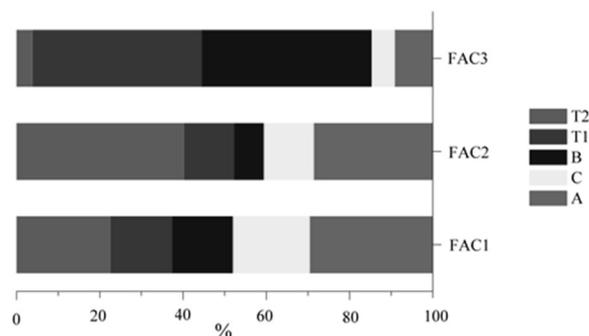
Na Figura 6 podem ser observadas as variações dos picos das matrizes excitação-emissão (MEE) para o ponto representativo (FA2) no reservatório de Foz do Areia nas coletas realizadas. A Figura 6 apresenta uma MEE representativa do reservatório de Foz do Areia, onde foi possível observar a complexidade COD. Também foram observadas variações do COD com os períodos amostrados. Em julho/2012, com a baixa produtividade primária, predominou compostos mais refratários (picos A e C).

Já em novembro/2012 ocorreu o aumento de matéria orgânica autóctone (mais lábil), observados pelas intensidades dos picos T1 e T2. Isto pode estar relacionado com compostos provenientes da decomposição no meio ou do ciclo da produtividade primária, originando compostos lábeis, como os provenientes da senescência de parte da biomassa fitoplanctônica.



**Figura 6:** Variações das intensidades de fluorescência emitidas: picos das matrizes de excitação e emissão (MEE) para o ponto FA2 no reservatório de Foz do Areia em julho/2012 (C1), novembro/2012 (C2) e fevereiro/2013 (C3).

A proporção das intensidades dos picos observados nos reservatórios pode ser visualizada na Figura 6. Observou-se que a tendência geral é que as intensidades dos picos relativos à matéria orgânica mais lábil (T1, T2 e B), foram predominantes (mais de 50% da intensidade observada), possivelmente, devido à biomassa fitoplanctônica.



**Figura 6:** Proporção entre os picos das matrizes de excitação e emissão (MEE) relativos à fonte de matéria orgânica nos reservatórios amostrados no período entre julho/2012 e fevereiro/2013.

Outra observação foi que o material lábil dos reservatórios se relacionou com duas variáveis: precipitação e teor de clorofila. Com o aumento da biomassa observada na coleta de fevereiro/2013 e novembro/2012, notou-se que o pico relativo aos compostos semelhantes à tirosina e triptofano foram evidentes, podendo estar relacionados à biomassa fitoplanctônica. Considerando a variação temporal para os reservatórios, essa tendência das coletas foi confirmada, onde o pico B tem sua maior intensidade na coleta realizada em novembro/2012 e os picos T1 e T2 em fevereiro/2013. Além disso, os picos relativos às substâncias húmicas apresentaram comportamento decrescente no período amostrado.

### Microscistina-LR

Em Foz do Areia, no ponto FA13 foi registrado o maior teor de toxina intracelular, 65,5 µg por litro amostrado, observando que o teor de clorofila neste ponto foi de 17,78 µg L<sup>-1</sup>. Foi o único ponto no qual houve a detecção e quantificação da toxina dissolvida, com concentração de 1,08 ng L<sup>-1</sup>. Devido as condições verificadas no local, nesse ponto foi realizado o arraste e quantificação das toxinas na massa algal, totalizando 0,44 µg mg<sup>-1</sup>, concentração superior à encontrada por Matthiensen et al. (1999) na Lagoa dos Patos (0,43 µg mg<sup>-1</sup>), e 0,40 µg mg<sup>-1</sup> no reservatório Salto Grande (DEBERDT, 2002), este último com alto grau de eutrofização.

Os maiores níveis de Microcistina-LR encontrados em novembro/2012 trazem consigo uma característica importante no que se refere ao tempo de contato dos nutrientes com o fitoplâncton: o reservatório de Foz do Areia apresentou níveis de deplecionamento mais acentuados e tempos de retenção hidráulicos mais altos, principalmente, no que se refere à seca observada no mês de novembro.

O aumento da biomassa fitoplantônica evidenciada pelo aumento nas concentrações de clorofila-a e detecção e quantificação do teor de toxina registrado no reservatório concordam com a afirmação de Lagos (2009), que sugere que o aumento da densidade do gênero *Microcystis* spp, um dos principais responsáveis pela liberação de microcistina-LR, são favorecidos por altas temperaturas, estiagem e alta concentração de nutrientes, onde as florações de primavera e verão desse gênero representou mais de 90% do biovolume algal do reservatório Irai, na cabeceira da bacia do Rio Iguaçu.

### **Análise Estatística**

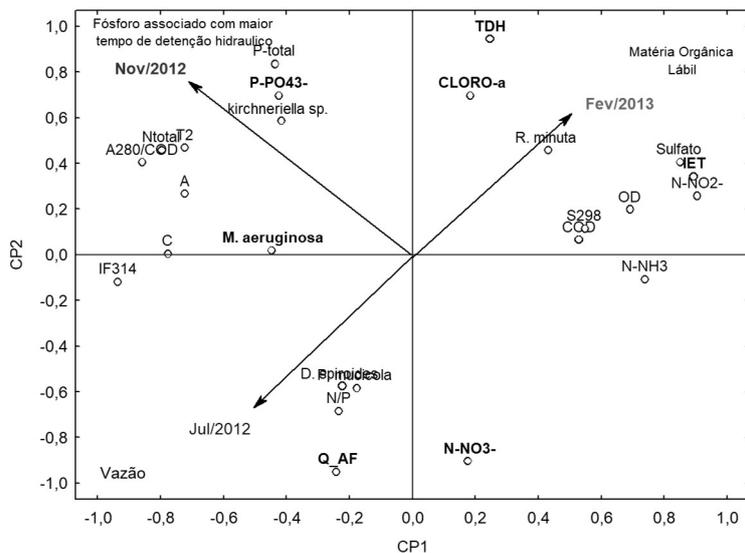
A variável clorofila-a apresentou correlação positiva significativa com o aumento da temperatura da água ( $r = 0,55$ ;  $p = 0,00$ ;  $n = 38$ ), ortofosfato ( $r = 0,42$ ;  $p = 0,00$ ;  $n = 38$ ), com o tempo de detenção hidráulico ( $r = 0,68$ ;  $p = 0,00$ ;  $n = 38$ ). Correlação negativa com nitrato ( $r = -0,53$ ;  $p = 0,00$ ;  $n = 38$ ) e vazão afluente ( $r = -0,68$ ;  $p < 0,00$ ;  $n = 38$ ). Estes resultados podem estar relacionados com o aumento da incidência solar que ocorre nos meses mais quentes (novembro a fevereiro) e com aumento do tempo de retenção hidráulico observado. Consequentemente ocorreu aumento do tempo de contato do fitoplâncton com o fósforo e o consumo de nitrato, possibilitando o aumento da produtividade.

Na análise de componentes principais, as duas primeiras componentes explicaram 64,73%, sendo que a primeira componente principal (CP1) explicou 36,38% e a segunda componente principal (CP2) explicou 28,35%, referente à variabilidade dos dados. A CP1 esteve relacionada positivamente com nitrito ( $r = 0,90$ ), índice de estado trófico ( $n = 0,89$ ), sulfato ( $r = 0,85$ ) e nitrogênio amoniacal ( $r = 0,74$ ) e negativamente com o intensidade de fluorescência no comprimento de onda 314/450 nm ( $r = -0,94$ ), absorbância em 280 ( $r = -0,86$ ), nitrogênio total ( $r = -0,80$ ) e com as intensidade de fluorescências dos espectros MEE, expressos pelos picos C ( $r = -0,77$ ) e A ( $r = -0,73$ ).

A componente 2 (28,35%) esteve positivamente associada com o tempo de detenção hidráulico ( $r = 0,95$ ), fósforo total ( $r = 0,84$ ), ortofosfato ( $r = 0,80$ ), clorofila ( $r = 0,70$ ), e negativamente com vazão afluente ( $r = -0,95$ ) e nitrato ( $r = -0,90$ ). Na Figura 7, pode ser observada a ordenação dos parâmetros e indicação da tendência de localização dos pontos.

Analisando os nutrientes verificou-se que o nutriente o ortofosfato apresentaram correlações significativas com a turbidez ( $r = 0,73$ ;  $p = 0,00$ ;  $n = 38$ ), com a intensidade de fluorescência emitida em 450 nm e excitada em 370nm ( $r = 0,54$ ;  $p = 0,00$ ;  $n = 38$ ), com os picos A ( $r = 0,73$ ;  $p = 0,00$ ;  $n = 38$ ) e pico C ( $r = 0,73$ ;  $p = 0,00$ ;  $n = 38$ ) dos espectros de matriz excitação-emissão de fluorescência. Estes resultados pode ser um indicativo que, possivelmente, que a principal a fonte de ortofosfato no reservatório pode ser alóctone proveniente do solo, pois a turbidez e emissão de fluorescências, pelos compostos orgânicos dissolvidos, são indicativos de compostos alóctones pedogênicos. Isso pode estar ocorrendo devido às encostas, do

reservatório, apresentarem grande desnível e as áreas adjacentes serem utilizadas para agropecuária, que podem estar fornecendo este nutriente ao reservatório. Também existe a contribuição provenientes de esgotos despejados a montante no rio Iguaçu, principalmente na Região Metropolitana de Curitiba.

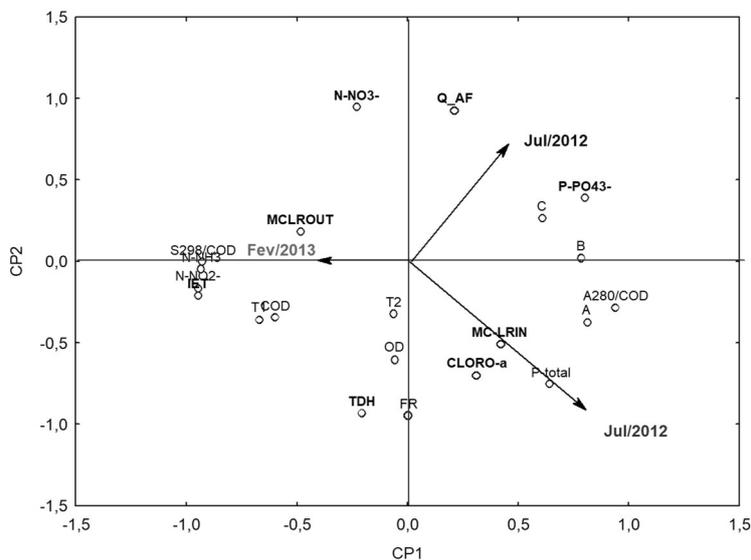


**Figura 7:** Ordenação dos parâmetros e amostragens relativos à variação dos parâmetros nos reservatórios de acordo com a análise de componentes principais.

A concentração da Microcistina-LR intracelular não apresentou correlação que pudessem indicar o fator estressor às cianobactérias para a produção da toxina. As correlações significativas foram apenas com tubidez ( $r = 0,93$ ;  $p = 0,02$ ;  $n = 5$ ) e com clorofila ( $r = 0,97$ ,  $p = 0,00$ ;  $n = 5$ ) sendo que ambos estão diretamente relacionados à presença das algas.

A partir dos resultados obtidos, observou-se que a separação dos dados na CP1 foi devida, possivelmente, à labilidade da matéria orgânica e variáveis associadas ao estado trófico do reservatório. A proximidade dos parâmetros relativos ao material proveniente do solo (picos A, C) junto ao fósforo sugere que a fonte principal do fósforo em Foz do Areia seja possivelmente do solo. A CP2 separou os parâmetros em função dos nutrientes e das variáveis hidráulicas. Deve-se considerar que a variável do tempo de detenção hidráulico no mesmo plano da CP2 que os nutrientes e variáveis associadas à clorofila podem significar que o maior tempo de contato entre os nutrientes e o fitoplâncton favoreça maior produtividade observada nas amostragens de novembro/2012 e fevereiro/2013.

Na análise de componentes principais, relativa à produção da cianotoxina Microcistina-LR (Figura 8). As duas primeiras componentes explicaram 69,80%, sendo que a primeira componente principal (CP1) explicou 40,90% e a segunda componente principal (CP2) explicou 28,90%, referente à variabilidade dos dados. A CP1 esteve correlacionada positivamente com material húmico, representado pela absorvância em 280 nm ( $r = 0,94$ ), pelo pico A ( $r = 0,81$ ) e B ( $r = 0,78$ ), ortofosfato ( $r = 0,80$ ), e fósforo total ( $r = 0,64$ ) e negativamente com nitrito ( $r = -0,95$ ), nitrogênio amoniacal ( $r = -0,94$ ), índice de estado trófico ( $r = -0,95$ ) e com material lábil proveniente da produtividade primária, expresso pelo espectro sincronizado em 298 ( $r = -0,93$ ).



**Figura 8:** Ordenação dos parâmetros e amostragens relativos à variação dos parâmetros físicos e químicos e cianotoxinas no reservatório de acordo com a análise de componentes principais.

A componente 2 (28,35%) esteve positivamente associada com o tempo de detenção hidráulico ( $r = 0,95$ ), fósforo total ( $r = 0,84$ ), ortofosfato ( $r = 0,80$ ), clorofila ( $r = 0,70$ ), e negativamente com vazão afluente ( $r = -0,95$ ) e nitrato ( $r = -0,90$ ). Na CP1 a separação dos parâmetros deveu-se, possivelmente, à origem da matéria orgânica, sendo que a CP1 esteve relacionada negativamente com matéria orgânica autóctone e positivamente com matéria orgânica alóctone pedogênica. A CP2 separou a produção primária associando-se com o maior tempo de detenção hidráulico.

Na Figura 8, pode ser observada a ordenação dos parâmetros e indicação da tendência de localização dos pontos. A partir dos resultados obtidos, observou-se que a separação dos dados explicaram mais sobre o comportamento das variáveis em relação à sazonalidade, o comportamento hidráulico, a labilidade da matéria orgânica e com a produtividade primária.

## CONCLUSÕES

A partir das hipóteses levantadas, observou-se que os fatores influenciadores do aumento da biomassa fitoplantônica estão associados principalmente à operação hidráulica do reservatório. O período de estiagem, além de coincidir com a maior radiação solar devido à estação do ano, propiciou uma diminuição no nível do reservatório, aumentando o tempo de detenção hidráulico, possibilitando maior tempo de contato entre a comunidade fitoplanctônica e os nutrientes. Com o início da época de chuvas, a vazão acumulada foi transformada em aproveitamento energético, mantendo o nível do reservatório baixo, de forma que a comunidade fitoplanctônica tivesse menos aproveitamento dos nutrientes, tendo sua taxa de clorofila diminuída. Não foram encontradas relações significativas entre a ocorrência da toxina Microcistina-LR com algum fator condicionante ou estressor específico, bem como não foram encontradas também evidências relacionadas à liberação da toxina pelas cianobactérias.

Atualmente, o Rio Iguaçu contribui fortemente para a entrada de nutrientes no reservatório devido a poluição proveniente das atividades urbanas e rurais. Essa contribuição, aliada a operação hidráulica do

reservatório e situações atípicas do clima, podendo fazer com que existam episódios de proliferações, com liberação de cianotóxicas que podem trazer problemas à população que usufrui do reservatório para lazer, sedentação de animais, irrigação e a pesca.

**AGRADECIMENTOS:** à CAPES pela bolsa concedida, à COPEL pelo apoio logístico.

## REFERÊNCIAS

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 9897:** Planejamento de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. 1987.

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 9898:** Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. 1987.

ALMEIDA, V. P. S.; COGO, K.; TSAI, S. M.; MOON, D. H.. Colorimetric test for the monitoring of microcystins in cyanobacterial culture and environmental samples from southeast - Brazil. **Brazilian Journal of Microbiology**, v.37, n.2, p.192–198, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1517-83822006000200017>

ALVA-MARTÍNEZ, A. F.; SARMA, S. S. S.; NANDINI, S.. Effect of mixed diets (cyanobacteria and green algae) on the population growth of the cladocerans *Ceriodaphnia dubia* and *Moina macrocopa*. **Aquatic Ecology**, v.41, n.4, p.579–585, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10452-007-9115-1>

AMÉ, M. V.; GALANTI, L. N.; MENONE, M. L.; GERPE, M. S.; MORENO, V. J.; WUNDERLIN, D. A.. Microcystin-LR, -RR, -YR and -LA in water samples and fishes from a shallow lake in Argentina. **Harmful Algae**, v.9, n.1, p.66–73. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.hal.2009.08.001>

ANA; CETESB. Agência Nacional de Águas. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras:** Água, Sedimento, Comunidades Aquáticas e Efluentes Líquidos. 2011.

APHA, A. A. P. H.. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** American Public Health Association, 1998.

AZEVEDO, S. M. F. O.; CARMICHAEL, W. W.; JOCHIMSEN, E. M.; RINEHART, K. L.; LAU, S.; SHAW, G. R.; EAGLESHAM, G. K.. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru/Brazil. **Toxicology**, v.181–182, p.441–446. 2002. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0300-483X\(02\)00491-2](https://doi.org/10.1016/S0300-483X(02)00491-2)

BERNARDI BIF, M.; YUNES, J. S.; RESGALLA, C.. Evaluation of mysids and sea urchins exposed to saxitoxins. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v.36, n.3, p.819–825. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.etap.2013.06.015>

BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. D. C.. Detection of potential microcystin-producing cyanobacteria in Brazilian reservoirs with a *mcxB* molecular marker. **Harmful Algae**, v.2, n.1, p.51–60, 2003. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1568-9883\(03\)00004-0](https://doi.org/10.1016/S1568-9883(03)00004-0)

CARMICHAEL, W. W.. Cyanobacteria secondary metabolites??the cyanotoxins. **Journal of Applied Bacteriology**, v.72, n.6, p.445–459, 1992. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.1992.tb01858.x>

CARVALHO, L. R.; SANT'ANNA, C. L.; GEMELGO, M. C. P.; AZEVEDO, M. T. P. Cyanobacterial occurrence and detection of microcystin by planar chromatography in surface water of Billings and Guarapiranga Reservoirs, SP, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v.30, n.1, p. 141–148, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-84042007000100014>

CARVALHO, L. R.; PIPELE, F.; WERNER, V. R.; LAUGHINGHOUSE IV, H. D.; DE CAMARGO, A. C. M.; RANGEL, M.; SANT'ANNA, C. L.. A toxic cyanobacterial bloom in an urban coastal lake, Rio Grande do Sul State, southern Brazil. **Brazilian Journal of Microbiology**, v.39, n.4, p.761–769, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1517-83822008000400031>

CASPERS, H.. Eutrophication of Waters: Monitoring, Assessment and Control. **Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie**, v.69, n.2, p.200–200, 1984.

CETTO, J. M.; LEANDRINI, J. A.; FELISBERTO, S. A.; RODRIGUES, L.. Comunidade de algas perfiticas no reservatório de Irai, Estado do Paraná, Brasil. **Acta Scientiarum - Biological Sciences**, v.26, n.1, p.1–7, 2004. DOI: <https://doi.org/10.4025/actasciobiolsci.v26i1.1645>

CHELLAPPA, N. T.; CHELLAPPA, S. L.; CHELLAPPA, S.. Harmful phytoplankton blooms and fish mortality in a eutrophicated reservoir of Northeast Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.51, n.4, p.833–841, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1516-89132008000400022>

CHEN, L.; CHEN, J.; ZHANG, X.; XIE, P.. A review of reproductive toxicity of microcystins. **Journal of Hazardous Materials**, v.301, p.381–399, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.08.041>

CHORUS, I.; BARTRAM, J.. **Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to their Public Health Consequences, Monitoring and Management.** London: F & FN Spon, 1999.

COBLE, P. G.. Characterization of marine and terrestrial DOM in seawater using excitation-emission matrix spectroscopy. **Marine Chemistry**, v.51, n.4, p.325–346, 1996. DOI: [https://doi.org/10.1016/0304-4203\(95\)00062-3](https://doi.org/10.1016/0304-4203(95)00062-3)

CODD, G.. Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control. **Ecological Engineering**, v.16, n.1, p.51–60, 2000. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(00\)00089-6](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(00)00089-6)

- CODD, G. A.. Mechanisms of action and health effects associated with cyanobacterial toxins. **Toxicology Letters**, v.88, Supplement 1, n.0, p.21, 1996.
- CODD, G. A.; MORRISON, L. F.; METCALF, J. S.. Cyanobacterial toxins: Risk management for health protection. **Toxicology and Applied Pharmacology**, v.203, n.(3 SPEC. ISS.), p.264–272, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.taap.2004.02.016>
- COPEL; SPINELLO, A. J.; GOMES JR, E. H.. **Dados de usinas hidrelétricas do Paraná**. Sistema IGU, 1991.
- COPEL. **Usina Hidrelétrica de Foz do Areia**: Memória Técnica. 1995.
- CORBEL, S.; MOUGIN, C.; MARTIN-LAURENT, F.; CROUZET, O.; BRU, D.; NLIU, S.; BOUACHA, N.. Evaluation of phytotoxicity and ecotoxicity potentials of a cyanobacterial extract containing microcystins under realistic environmental concentrations and in a soil-plant system. **Chemosphere**, v.128, p.332–340, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.02.008>
- COSTA, I. A. S.; AZEVEDO, S. M. F. O.; SENNA, P. A. C.; BERNARDO, R. R.; COSTA, S. M.; CHELLAPPA, N. T.. Occurrence of toxin-producing cyanobacteria blooms in a Brazilian semiarid reservoir. **Brazilian Journal of Biology**, v.66, n.1B, p.211–219, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1519-69842006000200005>
- D'ORS, A.; BARTOLOMÉ, M. C.; SÁNCHEZ-FORTÚN, S.. Toxic risk associated with sporadic occurrences of *Microcystis aeruginosa* blooms from tidal rivers in marine and estuarine ecosystems and its impact on *Artemia franciscana* nauplii populations. **Chemosphere**, v.90, n.7, p.2187–2192, 2013. DOI: <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.11.029>
- DEBLOIS, C. P.; ARANDA-RODRIGUEZ, R.; GIANI, A. BIRD, D. F.. Microcystin accumulation in liver and muscle of tilapia in two large Brazilian hydroelectric reservoirs. **Toxicicon**, v.51, n.3, p.435–448, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.toxicicon.2007.10.017>
- DROBAC, D.; TOKODI, N.; LUJIĆ, J.; MARINOVIĆ, Z.; SUBAKOV-SIMIĆ, G.; DULIĆ, T.; SVIRČEV, Z.. Cyanobacteria and cyanotoxins in fishponds and their effects on fish tissue. **Harmful Algae**, v.55, p.66–76, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.hal.2016.02.007>
- FIGUEIREDO, D. R.; AZEITEIRO, U. M.; ESTEVES, S. M.; GONÇALVES, F. J. M.; PEREIRA, M. J.. Microcystin-producing blooms - A serious global public health issue. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.59, n.2, p.151–163, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2004.04.006>
- GKELIS, S.; PAPADIMITRIOU, T.; ZAOUTSOS, N.; LEONARDOS, I.. Anthropogenic and climate-induced change favors toxic cyanobacteria blooms: Evidence from monitoring a highly eutrophic, urban Mediterranean lake. **Harmful Algae**, v.9, p.322–333, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.hal.2014.09.002>
- GKELIS, S.; ZAOUTSOS, N.. Cyanotoxin occurrence and potentially toxin producing cyanobacteria in freshwaters of Greece: A multi-disciplinary approach. **Toxicicon**, v.78, p.1–9, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.toxicicon.2013.11.010>
- GUPTA, N.; PANT, S. C.; VIJAYARAGHAVAN, R.; RAO, P. V. L.. Comparative toxicity evaluation of cyanobacterial cyclic peptide toxin microcystin variants (LR, RR, YR) in mice. **Toxicology**, v.188, n.2–3, p.285–296, 2003. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0300-483X\(03\)00112-4](https://doi.org/10.1016/S0300-483X(03)00112-4)
- HARKE, M. J.; STEFFEN, M. M.; GOBLER, C. J.; OTTEN, T. G.; WILHELM, S. W.; WOOD, S. A.; PAERL, H. W.. A review of the global ecology, genomics, and biogeography of the toxic cyanobacterium, *Microcystis* spp. **Harmful Algae**, v.54, p.4–20 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.hal.2015.12.007>
- HORST, G. P.; SARNELLE, O.; WHITE, J. D.; HAMILTON, S. K.; KAUL, R. B.; BRESSIE, J. D.. Nitrogen availability increases the toxin quota of a harmful cyanobacterium, *Microcystis aeruginosa*. **Water Research**, v.54, p.188–198, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.01.063>
- IBELINGS, B. W.; CHORUS, I.. Accumulation of cyanobacterial toxins in freshwater 'seafood' and its consequences for public health: A review. **Environmental Pollution**, v.150, n.1, p.177–192, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.04.012>
- JOUNG, S. H.; OH, H. M.; KO, S. R.; AHN, C. Y.. Correlations between environmental factors and toxic and non-toxic *Microcystis* dynamics during bloom in Daechung Reservoir, Korea. **Harmful Algae**, v.10, n.2, p.188–193, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.hal.2010.09.005>
- KAEBERNICK, M.; NEILAN, B. A.. Ecological and molecular investigations of cyanotoxin production. **FEMS Microbiology Ecology**, v.35, n.1, p.1–9, 2001. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0168-6496\(00\)00093-3](https://doi.org/10.1016/S0168-6496(00)00093-3)
- KAMOGAE, M.; AYMOTO, N. M.; TSUTSUMI, T.; NAGATA, S.; UENO, Y.. Monitoramento de Microcistinas em Água para Consumo Humano na Região de Itaipu, Paraná – Brasil. **Braz. J. Food Technol**, v.5, p.109–16, 2002.
- KAMP, L.; CHURCH, J. L.; CARPINO, J.; FALTIN-MARA, E.; RUBIO, F.. The effects of water sample treatment, preparation, and storage prior to cyanotoxin analysis for cylindrospermopsin, microcystin and saxitoxin. **Chemico-Biological Interactions**, v.246, p.45–51, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cbi.2015.12.016>
- KORMAS, K. A.; GKELIS, S.; VARDAKA, E.; MOUSTAKA-GOUNI, M.. Morphological and molecular analysis of bloom-forming Cyanobacteria in two eutrophic, shallow Mediterranean lakes. **Limnologica**, v.41, n.3, p.167–173, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.limno.2010.10.003>
- KOZDĘBA, M.; BOROWCZYK, J.; ZIMOLĄG, E.; WASYLEWSKI, M.; DZIGA, D.; MADEJA, Z.; DRUKALA, J.. Microcystin-LR affects properties of human epidermal skin cells crucial for regenerative processes. **Toxicicon**, v.80, p.38–46, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.toxicicon.2014.01.003>
- KRIENITZ, L.; BALLOT, A.; KOTUT, K.; WIEGAND, C.; PÜTZ, S.; METCALF, J. S.; PFLUGMACHER, S.. Contribution of hot spring cyanobacteria to the mysterious deaths of Lesser

Flamingos at Lake Bogoria, Kenya. **FEMS Microbiology Ecology**, v.43, n.2, p.141–148, 2003. DOI:

[https://doi.org/10.1016/S0168-6496\(02\)00387-2](https://doi.org/10.1016/S0168-6496(02)00387-2)

LIFSHITS, M.; ZAFRIR-ILAN, E.; RAVEH, A.; CARMELI, S.. Protease inhibitors from three fishpond water blooms of *Microcystis* spp. **Tetrahedron**, v.67, n.22, p.4017–4024, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tet.2011.04.042>

LIU, Y.; CHEN, W.; LI, D.; HUANG, Z.; SHEN, Y.; LIU, Y.. Cyanobacteria/cyanotoxin-contaminations and eutrophication status before Wuxi Drinking Water Crisis in Lake Taihu, China. **Journal of Environmental Sciences**, v.23, n.4, p.575–581, 2011. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(10\)60450-0](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(10)60450-0)

LOMBARDO, M.; PINTO, F. C. R.; VIEIRA, J. M. S.; HONDA, R. Y.; PIMENTA, A. M. C.; BEMQUERER, M. P.; KIYOTA, S.. Isolation and structural characterization of microcystin-LR and three minor oligopeptides simultaneously produced by *Radiocystis fernandoi* (Chroococcales, Cyanobacteriae): A Brazilian toxic cyanobacterium. **Toxicon**, v.47, n.5, p.560–566, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.toxicon.2006.01.024>

MA, J.; BROOKES, J. D.; QIN, B.; PAERL, H. W.; GAO, G.; WU, P.; NIU, H.. Environmental factors controlling colony formation in blooms of the cyanobacteria *Microcystis* spp. in Lake Taihu, China. **Harmful Algae**, v.31, p.136–142, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.hal.2013.10.016>

MACHADO, K. C.; GRASSI, M. T.; VIDAL, C.; PESCARA, I. C.; JARDIM, W. F.; FERNANDES, A. N.; SEVERO, F. J. R.. A preliminary nationwide survey of the presence of emerging contaminants in drinking and source waters in Brazil. **Science of the Total Environment**, v.572, p.138–146, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.210>

MATTHIENSEN, A.; YUNES, J. S.; CODD, G. A.. Ocorrência, distribuição e toxicidade de cianobactérias no estuário da Lagoa dos Patos, RS. **Revista Brasileira de Biologia**, v.59, n.3, p.361–376, 1999. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0034-71081999000300002>

MEREL, S.; VILLARÍN, M. C.; CHUNG, K.; SNYDER, S.. Spatial and thematic distribution of research on cyanotoxins. **Toxicon**, v.76, p.118–131, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.toxicon.2013.09.008>

MEREL, S.; WALKER, D.; CHICANA, R.; SNYDER, S.; BAURÈS, E.; THOMAS, O.. State of knowledge and concerns on cyanobacterial blooms and cyanotoxins. **Environment International**, v.59, p.303–327, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.06.013>

METCALF, J. S.; CODD, G. A.. Microwave oven and boiling waterbath extraction of hepatotoxins from cyanobacterial cells. **FEMS Microbiology Letters**, v.184, n.2, p.241–246, 2000. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0378-1097\(00\)00057-4](https://doi.org/10.1016/S0378-1097(00)00057-4)

MINE, M. R.; TUCCI, C. E.. Gerenciamento da Produção de Energia e Controle de Inundação: Foz do Areia no Rio Iguaçu. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.7, n.3, p.85–107, 2002.

NASRI, H.; EL HERRY, S.; BOUAÏCHA, N.. First reported case of turtle deaths during a toxic *Microcystis* spp. bloom in Lake

Oubeira, Algeria. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.71, n.2, p.535–544, 2008. DOI:

<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2007.12.009>

O'NEIL, J. M.; DAVIS, T. W.; BURFORD, M. A.; GOBLER, C. J.. The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change. **Harmful Algae**, v.14, p.313–334, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.hal.2011.10.027>

PAERL, H. W.; XU, H.; MCCARTHY, M. J.; ZHU, G.; QIN, B.; LI, Y.; GARDNER, W. S.. Controlling harmful cyanobacterial blooms in a hyper-eutrophic lake (Lake Taihu, China): The need for a dual nutrient (N, P) management strategy. **Water Research**, v.45, n.5, p.1973–1983, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.09.018>

PARANÁ. IAP. **Portaria Nº 234**. Curitiba - Instituto Ambiental do Paraná - IAP. 2006.

PARANÁ. IAP. **Portaria Nº 147**. Curitiba - Instituto Ambiental do Paraná - IAP. 2008.

PARANÁ. IAP. **Portaria Nº 244**. Curitiba - Instituto Ambiental do Paraná - IAP. 2008b.

PAVAGADHI, S.; BALASUBRAMANIAN, R.. Toxicological evaluation of microcystins in aquatic fish species: Current knowledge and future directions. **Aquatic Toxicology**, v.142–143, p.1–16, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2013.07.010>

PITOIS, F.; VEZIE, C.; THORAVAL, I.; BAURÈS, E.. Improving microcystin monitoring relevance in recreative waters: A regional case-study (Brittany, Western France, Europe). **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, v.219, n.3, p.288–293, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2015.12.004>

QIN, B.; LI, W.; ZHU, G.; ZHANG, Y.; WU, T.; GAO, G.. Cyanobacterial bloom management through integrated monitoring and forecasting in large shallow eutrophic Lake Taihu (China). **Journal of Hazardous Materials**, v.287, p.356–363, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.01.047>

SANT'ANNA, C. L.; AGUJARO, L. F.; CARVALHO, L. R.; AZEVEDO, M. T. P.; SOUZA, R. C. R.. **Manual ilustrado para identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras**. Interciência, 2006.

SOLIS, M.; PAWLIK-SKOWROŃSKA, B.; KALINOWSKA, R.. Seasonal changes of phytoplankton and cyanobacteria/cyanotoxin risk in two shallow morphologically altered lakes: Effects of water level manipulation (Wieprz-Krzna Canal System, Eastern Poland). **Ecological Indicators**, v.66, p.103–112, 2016. DOI: <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.01.021>

TIAN, D.; ZHENG, W.; WEI, X.; SUN, X.; LIU, L.; CHEN, X.; QU, W.. Dissolved microcystins in surface and ground waters in regions with high cancer incidence in the Huai River Basin of China. **Chemosphere**, v.91, n.7, p.1064–1071, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.051>

TWIST, H.; CODD, G. A.. Degradation of the cyanobacterial hepatotoxin, nodularin, under light and dark conditions. **FEMS Microbiology Letters**, v.151, n.1, p.83-88, 1997.

VIEIRA, J. M. D. S.; AZEVEDO, M. T. D. P.; AZEVEDO, S. M. F. O.; HONDA, R. Y.; CORRÊA, B.. Toxic cyanobacteria and microcystin concentrations in a public water supply reservoir in the Brazilian Amazonia region. **Toxicon**, v.45, n.7, p.901–909, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.toxicon.2005.02.008>

WEIRICH, C. A.; MILLER, T. R.. Freshwater harmful algal blooms: Toxins and children's health. **Current Problems in Pediatric and Adolescent Health Care**, v.44, n.1, p.2–24, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cppeds.2013.10.007>

WESTERHOFF, P.; ANNING, D.. Concentrations and characteristics of organic carbon in surface water in Arizona: Influence of urbanization. **Journal of Hydrology**, v.236, n.3–

4, p.202–222, 2000. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(00\)00292-4](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00292-4)

WOOD, S. A.; DIETRICH, D. R.. Quantitative assessment of aerosolized cyanobacterial toxins at two New Zealand lakes. **J. Environ. Monit.**, v.13, n.6, p.1617–1624, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1039/C1EM10102A>

ZHANG, X.; RECKNAGEL, F.; CHEN, Q.; CAO, H.; LI, R.. Spatially-explicit modelling and forecasting of cyanobacteria growth in Lake Taihu by evolutionary computation. **Ecological Modelling**, v.306, p.216–225, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.05.013>

ZHU, W.; WAN, L.; ZHAO, L.. Effect of nutrient level on phytoplankton community structure in different water bodies. **Journal of Environmental Sciences**, v.22, n.1, p.32–39, 2010. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(09\)60071-1](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(09)60071-1)

A CBPC – Companhia Brasileira de Produção Científica (CNPJ: 11.221.422/0001-03) detém os direitos materiais desta publicação. Os direitos referem-se à publicação do trabalho em qualquer parte do mundo, incluindo os direitos às renovações, expansões e disseminações da contribuição, bem como outros direitos subsidiários. Todos os trabalhos publicados eletronicamente poderão posteriormente ser publicados em coletâneas impressas sob coordenação da Sustenere Publishing, da Companhia Brasileira de Produção Científica e seus parceiros autorizados. Os (as) autores (as) preservam os direitos autorais, mas não têm permissão para a publicação da contribuição em outro meio, impresso ou digital, em português ou em tradução.