



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO
CENTRO DE CIÊNCIAS DA SAÚDE
INSTITUTO DE ESTUDOS EM SAÚDE COLETIVA

ELIANE BRABO DE SOUSA

FATORES AMBIENTAIS REGULADORES DA DINÂMICA DO FITOPLÂNCTON E
DAS CIANOBACTÉRIAS DOS MANANCIAIS DE ABASTECIMENTO DA REGIÃO
METROPOLITANA DE BELÉM, PARÁ, BRASIL

Rio de Janeiro
2017

ELIANE BRABO DE SOUSA

FATORES AMBIENTAIS REGULADORES DA DINÂMICA DO FITOPLÂNCTON E
DAS CIANOBACTÉRIAS DOS MANANCIAIS DE ABASTECIMENTO DA REGIÃO
METROPOLITANA DE BELÉM, PARÁ, BRASIL

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em
Saúde Coletiva, Instituto de Estudos em Saúde
Coletiva, da Universidade Federal do Rio de Janeiro
como requisito parcial para a obtenção do título de
Doutor em Saúde Coletiva.

Orientador: Dr. Volney de Magalhães Câmara

Coorientador: Dr. Marcelo de Oliveira Lima

Rio de Janeiro

2017

S725

Sousa, Eliane Brabo de.

Fatores ambientais reguladores da dinâmica do fitoplâncton e das cianobactérias dos mananciais de abastecimento da região metropolitana de Belém, Pará, Brasil / Eliane Brabo de Sousa. – Rio de Janeiro: UFRJ / Instituto de Estudos em Saúde Coletiva, 2017.

235 f.:il.; 30 cm.

Orientador: Volney de Magalhães Câmara.

Coorientador: Marcelo de Oliveira Lima.

Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Estudos em Saúde Coletiva, Programa de Pós-Graduação em Saúde Coletiva, 2017.

Inclui bibliografia.

1. Bioindicadores. 2. Qualidade da água. 3. Saúde humana. 4. Abastecimento.
I. Câmara, Volney de Magalhães. II. Lima, Marcelo de Oliveira. III. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Estudos em Saúde Coletiva. IV. Título.

CDD 363.123

FOLHA DE APROVAÇÃO

ELIANE BRABO DE SOUSA

FATORES AMBIENTAIS REGULADORES DA DINÂMICA DO FITOPLÂNCTON E
DAS CIANOBACTÉRIAS DOS MANANCIAIS DE ABASTECIMENTO DA REGIÃO
METROPOLITANA DE BELÉM, PARÁ, BRASIL

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em
Saúde Coletiva, Instituto de Estudos em Saúde
Coletiva, da Universidade Federal do Rio de Janeiro
como requisito parcial a obtenção do título de Doutor
em Saúde Coletiva.

Aprovado em: / /

Orientador: Dr. Volney de Magalhães Câmara
Professor Titular da Faculdade de Medicina do IESC/UFRJ

Membro: Dr. Neyson Martins Mendonça
Professor-pesquisador da Universidade Federal do Pará- UFPA

Membro: Dr. José Maria dos Santos Vieira
Professor-pesquisador Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará- UNIFESSPA

Membro: Dr. Rosildo Santos Paiva
Professor-pesquisador da Universidade Federal do Pará- UFPA

Membro: Dr. Rosivaldo de Alcântara Mendes
Pesquisador Instituto Evandro Chagas- IEC

*A Deus, meu fiel companheiro.
Aos homens da minha vida, Tomás (coraçõzito) e Vicente (passarito).
Ao meu esposo Fábio Silva (Amar você é como estar entre o céu e o mar...).
Aos meus pais, João Antônio e Maria Benedita, e irmãos Bruno, Rodrigo e João Jr.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela oportunidade de realizar este trabalho.

Agradeço a minha família pelo incentivo, paciência e muito amor.

A Pós-graduação em Saúde Coletiva, da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), e ao Instituto Evandro Chagas pela oportunidade de cursar o Doutorado.

À Diretoria de Áreas Protegidas (DIAP) da Secretaria de Meio Ambiente e Sustentabilidade do Estado do Pará (SEMAS) e ao Batalhão de policiamento ambiental do Pará (BPA) pelo apoio logístico.

Ao meu orientador Dr. Volney Câmara que me deu tranquilidade e segurança para a realização deste trabalho.

Ao meu co-orientador Marcelo Lima pelas correções e sugestões que foram importantes para a conclusão deste trabalho.

A Dra. Sandra Azevedo da Universidade Federal do Rio de Janeiro pelas correções inestimáveis ao meu trabalho.

Aos colegas da Pós-graduação: Adaelson, Iracina, Maria Luiza, Maria Izabel, Marcos, Bruno, Samara e Joana.

A secretaria da Seção de Meio Ambiente do Instituto Evandro Chagas, aos pesquisadores, técnicos e colaboradores que direta ou indiretamente permitem o desenvolvimento das pesquisas na SAMAM.

Às meninas da “PARAISO” Dna. Tânia, Dna. Inês e Dna. Ociléia que nos possibilitam um ambiente propício ao estudo e ao trabalho de pesquisa.

A todos do Laboratório de Biologia Ambiental pelo apoio, paciência e aprendizado: Vanessa Costa-Tavares, Samara Pinheiro, Francisco Alves, Celly Cunha, Rubney Vaz, Hanna Correa, Lisbeth Melo, Paola Pires e Karoline de Menezes .

Aos pesquisadores Vanessa Costa-Tavares e Samara Pinheiro pelos ensinamentos, companheirismo e ajuda nos momentos críticos.

Ao pesquisador Francisco de Arimatéia Alves (Ari) pela ajuda nas análises de cianotoxinas.

Agradeço muito aos colaboradores da coleta de campo: Neuton Trindade, João Victor Moraes, Bruna Pamplona, Derick Costa.

Ao pesquisador e amigo Fábio Campos Pamplona Ribeiro pelo auxílio nas análises estatísticas.

Ao pesquisador José Antônio Diniz pelas imagens de microscopia eletrônica.

Aos pesquisadores do Laboratório de Toxicologia (SAMAM/IEC) Bruno Carneiro e Kelson Faial e as suas respectivas equipes que realizaram as análises físico-químicas deste trabalho.

Agradeço a amiga Aline Gomes que sempre me apoiou desde o dia que cheguei ao Instituto Evandro Chagas, compartilhou suas experiências e, muitas vezes, foi meus braços e pernas na realização das atividades laboratoriais.

A amiga Graziela Jones pela sua contribuição nas análises, no cuidado com as cepas de cianobactérias e, sobretudo pela paciência e amizade.

A Cely que participou das coletas, nas análises laboratoriais e textuais deste trabalho.

A todos o meu muito obrigado de coração! Este trabalho, sem dúvida, tem um pouco de cada um de vocês!

LISTA DE QUADROS E TABELAS

Quadro 1. Qualidade da água doce referente ao parâmetro cianobactéria segundo a Resolução CONAMA 357/2000.	52
Quadro 2. Frequência de amostragens para as cianobactérias em mananciais superficiais de abastecimento de água.	53
Quadro 3. Padrão de cianotoxinas para água de consumo humano.	53
Tabela 1. Estações de coleta localizadas nos Mananciais de abastecimento da Região Metropolitana de Belém (Pará), lagos Bolonha e Água Preta durante o período de estudo.	91
Tabela 2. Característica físico-química e concentrações de metais das águas do reservatório Água Preta (Pará, Brasil) usada no meio natural.	98
Tabela 3. Classificação dos níveis tróficos com base nos parâmetros de IET equivalente ao fósforo total (<i>Ft</i>), clorofila- <i>a</i> (<i>Cl a</i>), e transparência (<i>S</i>).	103
 ARTIGO 1: QUALIDADE DA ÁGUA E DINÂMICA DO FITOPLÂNCTON NO RESERVATÓRIO DE ABASTECIMENTO DE POPULAÇÕES AMAZÔNICAS (ÁGUA PRETA, BRASIL): IMPLICAÇÕES PARA O GERENCIAMENTO	
Tabela 1. Variação temporal dos fatores físico-químicos no reservatório Água Preta (Belém, Pará). Mín: valor mínimo; Máx: valor máximo; Méd: média; DP: Desvio padrão; Med: mediana.	135
Tabela 2. Espécies indicadoras significativas dos quatro grupos de amostras formados pelo agrupamento.	158
 ARTIGO 2: TRAÇOS FUNCIONAIS DO FITOPLÂNCTON NA DETERMINAÇÃO DAS CONDIÇÕES SANITÁRIAS DE UM RESERVATÓRIO TROPICAL DOMINADO POR MACRÓFITAS AQUÁTICAS (BRASIL)	
Tabela 1. Análise descritiva dos fatores físico-químicos da água do reservatório Bolonha (Brasil).	186
Tabela 2. Valores e autovalores das RDA realizadas entre diferentes abordagem usando o fitoplâncton do Lago Bolonha (Brasil).	174

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Principais fontes de nutrientes e as principais consequências do processo de eutrofização artificial em ecossistemas aquáticos (Fonte: ESTEVES; MEIRELLES-PEREIRA, 2011). 24
- Figura 2. Características morfológicas das cianobactérias: a- forma cocóide solitária (*Synechocystis aqualis*); b- forma cocóide colonial com bainha mucilaginosa (*Microcystis wesenbergii*); c- tricoma (forma filamentososa) sem bainha e com aerótopos (*Planktothrix planctonica*); d- filamento com vários tricomas envoltos por bainha mucilaginosa (*Microcoleus paludosus*); e- filamento com falsas ramificações (*Scytonema ocellatum*); f- filamentos com ramificações verdadeiras (*Stigonema minutum*); g- tricoma evidenciando os acinetos e heterocitos (*Anabaena viguieri*.) e h- tricoma com bainha e apresentando hormogônios (*Lyngbya majuscula*). Fonte: Franceschini, Prado e Burliga (2010), adaptado. 33
- Figura 3. Distribuição das florações de cianobactéria numa seção com observações ao longo da coluna de água: A- acumulações na superfície litorânea; B- distribuição uniforme na zona eufótica; C- em profundidade específica dentro da zona eufótica; D- floração metalimnética; E- distribuição uniforme em toda a coluna da água e F- debaixo do gelo (GRAHAM et al. (2008), modificado de CHORUS; BARTRAM, 1999). 39
- Figura 4. Ilustração esquemática evidenciando os principais fatores responsáveis pelas florações de cianobactérias: eutrofização antropogênica, mudança climática global e outros fatores bióticos e abióticos (RASTOGI; MADAMWAR; INCHAROENSAKDI, 2015). 41
- Figura 5. Estruturas química das cianotoxinas peptídicas cíclicas: Microcistina e Nodularina. Fonte: Pearson et al. (2010). 43
- Figura 6. Estrutura química de Cilindrospermopsina, 7-epicilindrospermopsina e 7-deoxicilindrospermopsina. Fonte: Boopathi e Ki (2014). 44
- Figura 7. Estrutura química das anatoxinas: Anatoxina-a; Homoanatoxina-a e Anatoxina-a(s) Fonte: Boopathi e Ki (2014). 44
- Figura 8. Estruturas química de saxitoxina. Fonte: Boopathi e Ki (2014). 46
- Figura 9. Distribuição espacial dos municípios que utilizam mananciais superficiais para o abastecimento de água para consumo humano e distribuição espacial dos municípios que realizaram o monitoramento de cianobactérias no Brasil, 2012. Fonte: Brasil (2014), adaptado. 54
- Figura 10. Área de estudo: reservatórios Bolonha e Água Preta (Belém- Pará-Brasil). 56
- Figura 11. Temperatura do Ar (°C) da RMB, dados da estação meteorológica localizada no limite entre os municípios de Belém e Ananindeua (Estado do Pará, Brasil): A- Variação Anual histórica; e B- Variação e Média Mensais históricas. Fonte: Dados da Rede do INMET (2015). 58

- Figura 12. Umidade Relativa do Ar (%) da RMB, dados da estação meteorológica localizada no limite entre os municípios de Belém e Ananindeua (Estado do Pará, Brasil): A- Variação Anual histórica; e B- Variação e Média Mensais históricas. Fonte: Dados da Rede do INMET (2015). 59
- Figura 13. Precipitação Pluviométrica (mm) da RMB, dados da estação meteorológica localizada no limite entre os municípios de Belém e Ananindeua (Estado do Pará, Brasil): A- Variação e Médias anuais históricas; e B- Variação e Média Mensais históricas. Fonte: Dados da Rede do INMET (2015). 60
- Figura 14. Velocidade Média dos Ventos (Km/h) da RMB, dados da estação meteorológica localizada no limite entre os municípios de Belém e Ananindeua (Estado do Pará, Brasil): A- Variação anual histórica; e B- Variação e Média Mensais históricas. Fonte: Dados da Rede do INMET (2015). 61
- Figura 15. Direção dos Ventos (%) da RMB, dados da estação meteorológica localizada no limite entre os municípios de Belém e Ananindeua (Estado do Pará, Brasil): A- Variação e Médias anuais históricas; e B- Variação e Média Mensais históricas. Fonte: Dados da Rede do INMET (2015). 62
- Figura 16. Fotos aéreas dos Mananciais do Utinga, RMB, localizado no limite entre os municípios de Belém e Ananindeua (Estado do Pará, Brasil). A- Lago Água Preta; B- Lago Bolonha; a- localização da ETA Guamá; a.1- detalhe da plataforma da ETA Guamá; b- localização da entrada das águas do Rio Guamá; b.1- detalhe do canal de entrada das águas do Rio Guamá no lago Água Preta c- entrada do Canal YUNA; c.1- detalhe do canal YUNA; d- localização da ETA Bolonha; d.1- plataforma da ETA Bolonha; e- localização da ETA São Braz; e.1- detalhe da ETA São Braz. Fonte: Trindade, 2011 (Foto A) e Forte, 2014 (Foto B). Fotos do Autor (a.1, b.1, c.1, d.1, e.1). 65
- Figura 17. Modelo de profundidade construído a partir de dados batimétricos (1975 e 2009) do Lago Água Preta, RMB (Estado do Pará, Brasil). Fonte: Holanda et al. (2011). 67
- Figura 18. Modelo de velocidade do Lago Água Preta, RMB (Estado do Pará, Brasil). As áreas circuladas possuem maior velocidade: a- próximo ao canal de ligação entre os lagos Bolonha e Água Preta; b- zona de recirculação; c- entrada de água do Rio Guamá. Fonte: Holanda et al. (2011), com modificações. 67
- Figura 19. Modelo de elevação construído a partir de dados batimétricos (1975 e 2009) do Lago Água Preta, RMB, localizado no limite entre os municípios de Belém e Ananindeua (Estado do Pará, Brasil). Fonte: Holanda et al. (2011). 68
- Figura 20. Modelo de elevação construído a partir de dados batimétricos de 1983 e 2007 do Lago Bolonha, RMB (Estado do Pará, Brasil). Fonte: Lima et al. (2013). 69
- Figura 21. Modelo de velocidade construído a partir de dados batimétricos de 1983 e 2007 do Lago Bolonha, RMB (Estado do Pará, Brasil). As áreas circuladas possuem maior velocidade: a- próximo ao canal de ligação entre os lagos Bolonha e Água Preta; b- ETA Bolonha; c- ETA São Braz. Fonte: Lima et al. (2013), com modificações. 69
- Figura 22. Regiões Metropolitanas com maiores percentuais de aglomerados subnormais do Brasil. Fonte: IBGE (2013). 71
- Figura 23. Mapa de interação entre os aglomerados subnormais e as bacias hidrográficas dos municípios mais densamente urbanizados da RMB (Estado do Pará, Brasil). Fonte: Brandão e Ponte (2014). 72

- Figura 24. Expansão urbana às proximidades da Bacia Hidrográfica do Murutucum, próximo aos lagos Bolonha e Água Preta (setas), localizado no limite entre os municípios de Belém e Ananindeua (Estado do Pará, Brasil). Fonte: Prefeitura Municipal de Belém *apud* Araújo Júnior; Azevedo e Oliveira (2013). 73
- Figura 25. Ocupação urbana desordenada do entorno do PEUT, limite entre os municípios de Belém e Ananindeua (Estado do Pará, Brasil): A- violação dos muros do parque, ao fundo nota-se a presença de uma residência no seu interior (seta); B- acesso irregular dos moradores; C e D- ocupação sem infraestrutura urbana; E- condomínios residenciais de classe média e; F- aglomerado subnormais do tipo palafita e autoconstrução no entorno do parque, nota-se ao fundo dois banheiros sem fossa séptica ou sumidouro (setas). 75
- Figura 26. Insuficiência de saneamento básico no entorno do PEUT, limite entre os municípios de Belém e Ananindeua (Estado do Pará, Brasil): A a D- Acúmulo de resíduos sólidos domiciliares no entorno do parque; E e F- pontos de lançamentos de esgoto nos mananciais do Utinga. 77
- Figura 27. Insuficiência de saneamento básico no entorno do PEUT, limite entre os municípios de Belém e Ananindeua (Estado do Pará, Brasil): A e D- drenagem urbana nas cabeceiras do Lago Bolonha; E- resíduos sólidos nas nascentes dos lagos; e F- esgoto a céu aberto nas proximidades do parque. 78
- Figura 28. Mapa de localização do aterro sanitário do Aurá, Região Metropolitana de Belém (Estado do Pará, Brasil). Fonte: Morales (2002). 79
- Figura 29. Macrófitas aquáticas nos Mananciais do Utinga, limite entre os municípios de Belém e Ananindeua (Estado do Pará, Brasil): A- visão geral da proliferação de macrófitas aquáticas no Lago Bolonha com visualização da ETA Bolonha (seta); B- *Pistia stratiotes* L, espécie dominante no Lago Bolonha; C- visão geral da proliferação de macrófitas aquáticas no Lago Água Preta com visualização das ilhas flutuantes de *Eichornia crassipes* (Mart.) Solms (setas); D- bóias de contenção (seta) das macrófitas na entrada das ETA Bolonha. Fotos: Autor. 84
- Figura 30. Obras de prolongamento da Avenida João Paulo II nas proximidades dos Mananciais do Utinga, limite entre os municípios de Belém e Ananindeua (Estado do Pará, Brasil): A- obra vista do Lago Água Preta, onde a separação ocorre por um “jardim” de macrófitas; B- Obra sobre o Lago Bolonha. Fotos: Autor. 86
- Figura 31. Distribuição horizontal dos compartimentos (1 a 5) e dos pontos de amostragens aleatórias (A, B e C) ao longo dos lagos Água Preta e Bolonha (Utinga, Belém, Pará). a- compartimento 1; b- compartimento 2, sob influencia do Rio Guamá; c- compartimento 3 defronte do centro de visitação do PEUT; d- compartimento 4, próximo ao canal de ligação entre os lagos; e- compartimento 4, próximo ao canteiro de obras da Avenida João Paulo II; f- Lago Bolonha, captação de água para a ETA COSANPA. 90
- Figura 32. Cromatograma das variantes de microcistinas (RR, YR e LR) analisadas em HPLC. 96
- Figura 33. Manutenção da cepa de cianobactéria isolada do Lago Água Preta, Belém, Pará: A- Desenho esquemático da repicagem das amostras; B- meio BG-11 em tubo de ensaio contendo a amostra; C- Repicagem mensal de cepa; D- tubos de repicagem em câmara de crescimento. 97

Figura 34. Cromatograma das variantes de saxitoxinas (STXb, GTX 2,3, GTX 5, STXf) analisadas em HPLC. 99

ARTIGO 1: QUALIDADE DA ÁGUA E DINÂMICA DO FITOPLÂNCTON NO RESERVATÓRIO DE ABASTECIMENTO DE POPULAÇÕES AMAZÔNICAS (ÁGUA PRETA, BRASIL): IMPLICAÇÕES PARA O GERENCIAMENTO

Figura 1. Mapa de localização do lago Água Preta com os meses e as estações de amostragens. 128

Figura 2. Variação temporal da precipitação pluviométrica e da velocidade média dos ventos no reservatório Água Preta (Belém, Pará, Brasil). 134

Figura 3. Biplot da análise das componentes principais das amostras mensais (símbolos), dos fatores ambientais no reservatório Água Preta (Belém, Pará). 140

Figura 4. Variação temporal da densidade das classes do fitoplâncton no reservatório Água Preta (Belém, Pará, Brasil). 141

Figura 5. Análise de agrupamento das espécies mais abundantes correlacionadas as estações de amostragens do Lago Água Preta (Belém, Pará): associações de espécies (1, 2, 3 e 4) e grupos de amostras G1, G2 (sub-grupos G2.2 e G2.3) e G3. 142

Figura 6. Diagrama de ordenação da RDA mostrando as relações entre as espécies e as variáveis ambientais do Lago Água Preta (Belém, Pará): Prec – Precipitação; Vvt-ventos; Zeu-Zona eufótica; Trans-Transparência; Vaz-Vazão entrada; T- Temperatura; STD- sólidos totais dissolvidos; Cor- cor aparente; NO₂⁻-Nitrito; Ca= Cálcio; N-NH₃=Nitrogênio amoniacal; Mte= Metais traços essenciais; Mtto= Metais traços tóxicos; Aphael= *Aphanocapsa elachista*; Aphapa=*Aphanocapsa parasitica*; Aphas=*Aphanocapsa* sp.1; Augra= *Aulacoseira granulata*; Closac= *Closterium acutum*; Coscon= *Coscinodiscus concinnus*; Cycls= *Cyclotella striata*; Dichteh= *Dictiosphaerium ehrenbergianum*; Dinos= *Dinobryon sertularia*; Eudoe= *Eudorina elegans*; Mepun= *Merismopedia punctata*; Mallsp.= *Mallomonas* sp.; Monomi=*Monoraphidium minutum*; Monosp= *Monoraphidium* sp.; Polic= *Polymyxus coronalis*; Plana= *Planktothrix agardhii*; Scesp= *Scenedesmus* sp.; Trachi- *Trachelomonas hispida*; Tracsp.= *Trachelomonas* spp.; Uroer= *Urosolenia eriensis*. 1, 2, 3, 4 (A, B, C) = Estações; círculo vazio= dezembro; círculo cheio= março; cruz= junho; triângulo= setembro. 144

Figura 7. Variação espaço-temporal das cianobactérias no reservatório Água Preta (Belém, Pará): 1- 4= compartimentos; A, B e C- pontos aleatórios de coleta em três profundidades da zona eufótica. 145

ARTIGO 2: TRAÇOS FUNCIONAIS DO FITOPLÂNCTON NA DETERMINAÇÃO DAS CONDIÇÕES SANITÁRIAS DE UM RESERVATÓRIO TROPICAL DOMINADO POR MACRÓFITAS AQUÁTICAS (BRASIL)

Figura 1. Mapa de localização do reservatório Bolonha (Pará, Brasil), com os pontos de amostragens: dezembro/2013 (1D, 2D e 3D); março/2014 (1M, 2M e 3M) e setembro/2014 (1S, 2S e 3S) (GOLÇALVES *et al.*, 2015, modificado). 167

- Figura 2. Biplot da análise das componentes principais das amostras em todos os pontos e profundidades da Z_{eu} (símbolos) e dos fatores ambientais no reservatório Bolonha (Brasil): círculos: cenário 1; quadrado: cenário 2 e estrela: cenário 3. 171
- Figura 3. Box plot (média, interquartis e desvio padrão) da variação da biomassa do fitoplâncton nos cenários ambientais do reservatório Bolonha (Brasil): A- densidade do fitoplâncton; B- concentração da clorofila-*a*; C- densidade das cianobactérias. 172
- Figura 4. Densidade média do fitoplâncton da Z_{eu} em cada ponto (1, 2 e 3) e meses de coleta (dezembro/2013-D; março/2014-M e setembro/2014-S) no reservatório Bolonha (Brasil): A- densidade relativa das principais classes; B- grupos funcionais. 173
- Figura 5. Análise de redundância das diferentes matrizes biológicas do reservatório Bolonha (Brasil): A- RDA das espécies com densidade >5%; B- RDA das espécies indicadoras (IndVal) e C- RDA dos grupos funcionais do fitoplâncton. Legenda das espécies: Ankis- *Ankistrodesmus* sp.; Aphapa- *Aphanocapsa parasitica*; Aulgr- *Aulacoseira granulata*; Cloops- *Closteriopsis* sp.; Aczac- *Acanthoceras zachariasii*; Closac- *Closterium acutum*; Coelas2- *Coelastrum* sp.; Cosmar- *Cosmarium* sp.; Cructet- *Crucigenia tetrapedia*; Dicterh- *Dictyosphaerium ehrenbergianum*; Dinser- *Dinobryon sertularia*; Euaster- *Eunotia asterionelloides*; Euelegs- *Eudorina elegans*; Eugacus- *Euglena acus*; Eunspp- *Eunotia* spp., Eupodi- *Eupodiscus* sp., Geitler- *Geitlerinema* sp., Lepoci- *Lepocinlis* sp., Merpunc- *Merismopedia punctata*, Micract- *Micractinium* sp., Monora- *Monoraphidium* sp., Oocyst- *Oocystis* sp., Oscisim- *Oscillatoria cf. simplissima*, Oscpri- *Oscillatoria princeps*, Phacusp- *Phacus* sp., Pinnula- *Pinnularia* sp., Planiso- *Planktothrix isothrix*, Rhodom- *Rhodomonas* sp., Scenedes- *Scenedesmus* sp., Trachel- *Trachelomonas* spp., Trachisp- *Trachelomonas hispida*, Trifavu- *Triceratium favus*, Trypunc- *Tryblionella punctata*, Urolong- *Urosolenia longiseta* 176

ARTIGO 3. CRESCIMENTO E PRODUÇÃO DE MICROCISTINA E SAXITOXINA DE *Phormidium* sp. LBAAP-1 (CYANOPHYCEAE) ISOLADO EM RESERVATÓRIO DE ABASTECIMENTO NA AMAZÔNIA (BRASIL)

- Figura 1. Diferentes fases do crescimento da cianobactéria *Phormidium* sp. LBAAP- 1 (escala em 10 μ m): A, B, C e D: fases Lag, Log, estacionária e declínio, respectivamente, da cepa em meio artificial; E, F, G e H: fases Lag, Log, estacionária e declínio, respectivamente, da cepa em meio natural. Setas em A e E indicam células apicais atenuadas; setas em F indicam células necróticas. 196
- Figura 2. Ultra-estrutura de *Phormidium* sp. LBAAP- 1 em meio natural e corte longitudinal (200- 500 nm): tl- tilacóides; gci- grânulos de cianoficina; gp- grânulos de polifosfato; bm- bainha mucilaginosa; gca- grânulos de carboxissomos; Cat- células apicais atenuadas; N- nucleóide; cpc-constrição da parede celular; pc- parede celular. 197
- Figura 3. Variação das características macroscópicas da cepa *Phormidium* sp. LBAAP- 1 nas etapas de crescimento em meios artificial (A) e natural (N). T representa o tempo em dias do cultivo: T1 (3° dia), T2 (6° dia), T3 (9° dia), T4 (12° dia), T5 (15° dia), T6 (18° dia) T7 (21° dia), T8 (24° dia), T9 (27° dia) e T10 (30° dia). 199

Figura 4. Curvas de crescimento da cianobactéria *Phormidium* sp. LBAAP- 1, isolada no reservatório Água Preta (Brasil), cultivada nos meios natural e artificial. 200

Figura 5. Cromatograma das microcistinas e saxitoxinas (em linhas pretas) nos inóculos artificial e natural: A- saxitoxina extracelular (linhas azul e rosa, meio natural, e linhas verde e marron, meio artificial); B- saxitoxina intracelular (linha azul corresponde ao meio natural e rosa corresponde ao meio artificial); C- microcistinas extracelular e B- microcistinas intracelular. Linha rosa representa o meio artificial e linha azul representa o meio natural. O asterisco (*) indica picos antes das variantes. 201

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ACP	Análise de Componentes Principais
ANA	Agência Nacional de Águas
APHA	American Public Health Association
ATX-a (s)	Anatoxina-a (s)
ATXs	Anatoxinas
cel.	Células
CE	Condutividade elétrica
COSANPA	Companhia de Saneamento do Pará
CYN	Cilindrospermopsina
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DP	Desvio Padrão
GTX	Goniautoxina
hATX-a	Homoanatoxina-a
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IEC	Instituto Evandro Chagas
IET	Índice do Estado Trófico
INMET	Instituto de Meteorologia do Brasil
LBA	Laboratório de Biologia Ambiental
log	Logarítimo
MA	Meio artificial
MC-LR	Microcistinas (leucina-arginina)
MC-RR	Microcistinas (arginina -arginina)
MCs	Microcistinas
MC-YR	Microcistinas (isoleucina-arginina)
MIN	Valor Mínimo
MMA	Ministério do Meio Ambiente
MN	Meio natural
MS	Ministério da Saúde
OD	Oxigênio Dissolvido
PEUT	Parque Estadual do Utinga
pH	Potencial Hidrogeniônico

RMB	Região Metropolitana de Belém
SAMAN	Seção de Meio Ambiente
SNUC	Sistema Nacional de Unidade de Conservação
STS	Sólidos Totais em Suspensão
STD	Sólidos Totais Dissolvidos
STX	Saxitoxina
STXs	Saxitoxinas
T	Temperatura da Água
Turb	Turbidez
UNT	Unidade Nefelométrica de Turbidez
UV	Ultra violeta

LISTA SÍMBOLOS

Af ₁	Classificação climática de Köppen-Geiger- Equatorial Af
°C	Graus Celsius
cm	Centímetro
L	Litro
ln	Log natural
±	Mais ou menos
nm	Nanômetro
mm	Milímetros
mL	Mililitro
mm ³	Milímetro cúbico
μ	Micra
μm	Micrômetro
mM	Micromolar
M	Molar
mg	Miligrama
'	Minutos
N/P	Nitrogênio/Fósforo
%	Porcentagem ou porcentagem
”	Segundos
S	Siemens
®	Marca registrada
<i>p</i>	<i>p</i> -valor ou nível descritivo de significância
>	Maior
<	Menor

RESUMO

SOUSA, Eliane Brabo de. **Fatores ambientais reguladores da dinâmica do fitoplâncton e das cianobactérias dos mananciais de abastecimento da região metropolitana de Belém, Pará, Brasil.** 2018. Tese (Doutorado em Saúde Coletiva) – Instituto de Estudos em Saúde Coletiva, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2018.

Os reservatórios Bolonha e Água Preta servem para o abastecimento da população de Belém (Pará, Brasil). Os maiores riscos à qualidade das águas e, conseqüentemente, a saúde da população consumidora são a urbanização desordenada, a falta de saneamento básico e a captação de água do Rio Guamá, que recebe a descarga de esgoto sem tratamento de toda Belém. Foram realizados estudos sobre a dinâmica espaço-temporal do fitoplâncton e os fatores ambientais relacionados às florações de cianobactérias nestes reservatórios, incluindo o isolamento, o potencial tóxico e a caracterização morfológica e ultra-estrutural do *Phormidium* sp. No reservatório Água Preta foram estabelecidos quatro compartimentos de amostragens, cada um com três pontos, os quais abrangeram três camadas da zona eufótica. As coletas ocorreram em dezembro/2013 e março/2014 (chuvoso), junho e setembro/2014 (menos chuvoso). No reservatório Bolonha houve três pontos de coleta estabelecidos em três cenários ambientais de acordo com o percentual de proliferação das macrófitas no ambiente. Amostras de água foram coletadas com garrafas de Van Dorn para determinar os fatores físico-químicos, a clorofila-*a*, o fitoplâncton quantitativo e microcistinas. O fitoplâncton qualitativo foi coletado com redes de plâncton de 20 e 45 µm de porosidade, em arrasto horizontal na sub-superfície da água e conservado em solução de Transeau. O índice de estado trófico foi calculado para os reservatórios. A morfologia de *Phormidium* sp. foi analisada em microscopia ótica e a ultra-estrutura em microscopia eletrônica de transmissão. No lago Bolonha, o cenário 1 foi mesotrófico, profundo, com águas transparentes e com elevadas concentrações de sais e sólidos totais dissolvidos e dominado por espécies planctônicas. O cenário 2 foi eutrófico com elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal relacionadas a fortes chuvas e as espécies planctônica e bentônicas. O cenário 3 foi eutrófico, raso, dominado por macrófitas sob influência dos ventos e dominado por espécies bentônicas, epipsâmicas e epilíticas adaptadas à sombra e alta turbidez. No reservatório Água Preta, o mês de junho apresentou maior densidade do fitoplâncton (4226,8 ind/mL). Foram identificadas duas zonas prioritárias para o monitoramento: compartimento 1 (setembro/2014) com águas paradas, sombreadas por macrófitas, pH mais alcalino e pouco material em suspensão, com elevadas densidades de *Planktothrix agardhii*, *P. isothrix* e *Bacularia* cf. sp.; o compartimento 4 apresentou elevadas densidades da cianobactéria *Phormidium* sp., no entanto as concentrações de microcistinas estiveram abaixo do limite de detecção. Os meses menos chuvosos foram propícios ao crescimento das cianobactérias devido a maior carga de nutrientes nitrogenados e fósforo. A espécie *Phormidium* sp. LBAAP-1 compreende um grupo complexo de cianobactérias que vivem na superfície lamosa, de crescimento lento e, possivelmente, floração mais persistente do que espécies planctônicas. Picos de microcistinas antes dos picos das variantes estudadas, no cromatograma, evidenciaram a importância de estudos mais conclusivos sobre a espécie. Os dois reservatórios apresentaram baixa oxigenação, elevada demanda bioquímica do oxigênio e altas concentrações de alumínio, ferro e fósforo total. A vulnerabilidade dos reservatórios evidencia a necessidade de monitoramento de suas águas e o emprego do fitoplâncton como ferramenta de bioindicação ambiental com validação local.

Palavras-chave: Bioindicadores. Qualidade da água. Saúde humana. Abastecimento.

ABSTRACT

SOUSA, Eliane Brabo de. **Fatores ambientais reguladores da dinâmica do fitoplâncton e das cianobactérias dos mananciais de abastecimento da região metropolitana de Belém, Pará, Brasil.** 2018. Tese (Doutorado em Saúde Coletiva) – Instituto de Estudos em Saúde Coletiva, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2018.

The reservoirs Bolonha and Água Preta serve to supply the population of Belém (Pará, Brazil). The greatest risks to water quality and, consequently, the health of the consuming population are disordered urbanization, lack of basic sanitation and the capture of water from the Guamá River, which receives untreated sewage discharge from all of Belém. On spatial-temporal dynamics of phytoplankton and environmental factors related to the cyanobacteria blooms in these reservoirs, including the isolation, toxic potential and morphological and ultrastructural characterization of *Phormidium* sp. In the Água Preta reservoir four sampling compartments were established, each with three points, which covered three layers of the euphotic zone. The collections occurred in December/2013 and March/2014 (rainy season), June and September/2014 (less rainy season). In the Bolonha reservoir there were three collection points established in three environmental scenarios according to the percentage of proliferation of the macrophytes in the environment. Water samples were collected with Van Dorn bottles to determine the physical- chemical factors, chlorophyll-*a*, quantitative phytoplankton and microcystins. The qualitative phytoplankton was collected with plankton networks of 20 and 45- μm porosity, in horizontal trawl on the water subsurface and preserved in Transeau solution. The trophic index was calculated for the reservoirs. The morphology of *Phormidium* sp. was analyzed in optical microscopy and the ultrastructure in transmission electron microscopy. In Lake Bolonha, scenario 1 was mesotrophic, deep, with transparent waters and with high concentrations of dissolved salts and solids dominated by planktonic species. Scenario 2 was eutrophic with high concentrations of ammonia and ammoniacal nitrogen related to heavy rains and planktonic and benthic species. Scenario 3 was eutrophic, shallow, dominated by macrophytes under the influence of winds and dominated by benthic, epiphytic and epilithic species adapted to shade and high turbidity. In the Água Preta reservoir, the month of June had a higher density of phytoplankton (4226.8 ind/mL). Two priority areas for monitoring were identified: compartment 1 (September/2014) with standing water, shaded by macrophytes, more alkaline pH and low suspended matter, with flowering of *Planktothrix agardhii*, *P. isothrix* and *Bacularia* cf. sp.; compartment 4 showed high densities of the cyanobacterium *Phormidium* sp., however the concentrations of microcystins were below the limit of detection. The less rainy months were favorable to the growth of cyanobacteria due to higher nitrogen nutrient and phosphorus loading. The species *Phormidium* sp. LBAAP-1 comprises a complex group of cyanobacteria that live on the lamosa surface, with slow growth and possibly more persistent flowering than planktonic species. Peaks of microcystins before the peaks of the variants, in the chromatogram, evidenced the importance of more conclusive studies on the species. The two reservoirs presented low oxygenation, high biochemical oxygen demand and high concentrations of aluminum, iron and total phosphorus. The vulnerability of the reservoirs shows the need to monitor their waters and the use of phytoplankton as an environmental bioindication tool with local validation.

Keywords: Bioindicators. Water quality. Human health. Water supply.

SUMÁRIO

1 APRESENTAÇÃO	21
2 INTRODUÇÃO GERAL	23
3 OBJETIVOS	27
3.1 OBJETIVO GERAL	27
3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	27
4 REVISÃO DA LITERATURA	28
4.1 FITOPLÂNCTON	28
4.2. CIANOBACTÉRIAS	31
4.2.1 Florações de Cianobactérias: principais causas e consequências	37
4.2.2 Cianotoxinas e suas implicações para a saúde humana	41
4.2.3 Vias de exposição à cianotoxinas e relatos de agravos a saúde humana	46
4.2.4 Cianobactérias e a legislação brasileira	51
4.3 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	55
4.3.1 Clima	57
4.3.2 Geomorfologia	62
4.3.3 Geologia	63
4.3.4 Cobertura Vegetal	63
4.3.5 Solo	63
4.3.6 Hidrologia e hidrodinâmica dos lagos	64
4.4 A PROBLEMÁTICA AMBIENTAL DOS MANANCIAIS DE ABASTECIMENTO PÚBLICO DA REGIÃO METROPOLITANA DE BELÉM: POTENCIAIS RISCOS DE FLORAÇÕES DE CIANOBACTÉRIAS?	70
5 MATERIAL E MÉTODOS	88
5.1 DESENHO AMOSTRAL	88
5.2 COLETA E ANÁLISE DO FITOPLÂNCTON (ÊNFASE NAS CIANOBACTÉRIAS)	92
5.2.1 Fitoplâncton qualitativo	92
5.2.2 Fitoplâncton quantitativo	92
5.2.3 Clorofila-<i>a</i>	93
5.3 COLETA E ANÁLISE DOS FATORES FÍSICO-QUÍMICOS	94

5.4 DADOS DE VAZÃO	95
5.5 COLETA E ANÁLISE DAS MICROCISTINAS	95
5.6 CULTIVO DE CIANOBACTÉRIAS	96
5.6.1 Cultivo e isolamento	96
5.6.2 Preparo do inóculo: análise de microcistinas e saxitoxina	98
5.6.3 Curvas de crescimento	100
5.6.4 Taxas de crescimento, tempo de duplicação e rendimento celular máximo.	101
5.6.5 Análise da ultraestrutura	101
5.7 CÁLCULO DO ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO (IET) DO AMBIENTE	102
5.8 ANÁLISES ESTATÍSTICAS	103
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	104
6 RESULTADOS	124
6.1 ARTIGO 1: QUALIDADE DA ÁGUA E DINÂMICA DO FITOPLÂNCTON NO RESERVATÓRIO DE ABASTECIMENTO DE POPULAÇÕES AMAZÔNICAS (ÁGUA PRETA, BRASIL): IMPLICAÇÕES PARA O GERENCIAMENTO	124
6.2 ARTIGO 2: TRAÇOS FUNCIONAIS DO FITOPLÂNCTON NA DETERMINAÇÃO DAS CONDIÇÕES SANITÁRIAS DE UM RESERVATÓRIO TROPICAL DOMINADO POR MACRÓFITAS AQUÁTICAS (BRASIL)	162
6.3 ARTIGO 3. CRESCIMENTO E PRODUÇÃO DE MICROCISTINA E SAXITOXINA DE <i>Phormidium</i> sp. LBAAP-1 (CYANOPHYCEAE) ISOLADO EM RESERVATÓRIO DE ABASTECIMENTO NA AMAZÔNIA (BRASIL)	188
7 CONSIDERAÇÕES FINAIS	208
REFERÊNCIAS	210

1 APRESENTAÇÃO

Os ambientes aquáticos sofrem alterações naturais e de origens antrópicas responsáveis por perturbações em suas características físicas, químicas e biológicas. As alterações no compartimento biótico podem refletir na dominância de cianobactérias, organismos microscópicos fotossintéticos que produzem e/ou liberam toxinas nocivas a saúde e a vida humana.

As cianobactérias não são por si sós organismos tóxicos aos seres vivos sendo, ao contrário, essenciais ao fluxo de matéria e energia das cadeias tróficas aquáticas e na produção e liberação do oxigênio para a atmosfera. A produção de toxinas por algumas espécies está relacionada com o aporte de nutrientes na água. Neste caso, o nutriente pode desencadear processos de eutrofização com a proliferação desses organismos e de outras plantas aquáticas superiores, as macrófitas. Esta situação pode inviabilizar diversos usos da água, comprometendo sua utilização para o abastecimento público.

As atividades agrícolas e industriais, aliadas à urbanização desordenada, ao crescimento populacional e ao lançamento de esgoto sem tratamento estão entre as principais causas da eutrofização. Atualmente a construção de hidrelétricas, o desmatamento, a agropecuária, as queimadas, a erosão dos solos vêm sendo apontados como contribuintes da eutrofização.

Os mananciais superficiais são corpos hídricos suscetíveis ao fenômeno da eutrofização por apresentarem propriedades hidrológicas, limnológicas e biológicas específicas. Também são ambientes vulneráveis devido à proximidade com os diferentes usos e ocupação do solo em seu entorno, tais como a urbanização e a industrialização que causam diversos impactos sobre estes ambientes.

Na Região Metropolitana de Belém (RMB) são visíveis as diversas formas de degradação ao ambiente, pois a cidade cresce de forma desordenada e os assentamentos voluntários surgem através do desmatamento e degradação de nascentes. Esse crescimento vem desacompanhado dos serviços de saneamento básico, aumentando a carga de esgoto sem tratamento, que contamina os solos e os corpos d'água.

Os reservatórios Bolonha e Água Preta abastecem a Região Metropolitana de Belém e apresentam sinais clássicos de eutrofização artificial representados, principalmente, pelos bancos de macrófitas aquáticas na superfície dos lagos e pelo registro de florações de cianobactérias entre os anos de 1999 e 2000.

No contexto da eutrofização, os estudos sobre a dominância de cianobactérias em águas amazônicas se tornam relevantes para a saúde coletiva porque a sua proliferação em mananciais de abastecimento está relacionada às variáveis de cunho social (pois as populações têm baixo acesso à água potável e sem esgotamento sanitário, sendo esta a região de menor índice de saneamento básico do Brasil), econômico (as populações urbanas vivem em habitações subnormais sem saneamento básico) e ambiental (impactos ambientais sobre os reservatórios e a falta de gestão das bacias hidrográficas) que podem acarretar em mudanças na qualidade das águas e, conseqüentemente, no desenvolvimento de epidemias em determinada região abastecida por águas contaminadas por toxinas provenientes de florações de cianobactérias.

Estudos sobre a dinâmica das cianobactérias em mananciais de abastecimento na região amazônica estão em total consonância com o conceito de múltiplas barreiras para proteção e prevenção da qualidade ambiental e da saúde pública, preconizado pela Organização Mundial de Saúde e incorporado na portaria 2.914/2011 do Ministério da Saúde.

Neste sentido, este estudo investiga os fatores ambientais e antrópicos que influenciam a dinâmica do fitoplâncton com ênfase nas cianobactérias nos reservatórios urbanos Bolonha e Água Preta e os possíveis riscos a saúde da população abastecida por suas águas.

A presente Tese foi norteada pelas seguintes hipóteses:

H₁: A dinâmica do fitoplâncton, com ênfase nas cianobactérias, dos reservatórios Bolonha e Água Preta (Belém, Pará) é regulada pelos fatores ambientais e oferece risco para o abastecimento de água potável;

H₀: A dinâmica do fitoplâncton, com ênfase nas cianobactérias dos reservatórios Bolonha e Água Preta (Belém, Pará) não é regulada pelos fatores ambientais e não oferece risco para o abastecimento de água potável.

As normas aplicadas na Tese foi a NBR 6023 da ABNT. A Tese está estruturada Apresentação, Introdução geral; Objetivos; Revisão da literatura; Material e Métodos e Referencias, já os resultados foram separados em três artigos: Artigo 1. Qualidade da água e dinâmica do fitoplâncton no reservatório de abastecimento de populações amazônicas (Água Preta, Brasil): implicações para o gerenciamento. Artigo 2: Traços funcionais do fitoplâncton na determinação das condições sanitárias de um reservatório tropical dominado por macrófitas aquáticas (Brasil) e artigo 3: Crescimento e produção de microcistina e saxitoxina de *Phormidium* sp. LBAAP-1 (Cyanophyceae) isolado em reservatório de abastecimento na Amazônia (Brasil). E por fim, as considerações finais do trabalho e as referências gerais.

2 INTRODUÇÃO GERAL

O homem precisa da água para sobreviver e desenvolver suas atividades culturais, sociais e econômicas. Entretanto, a complexidade dos usos múltiplos da água aumentou e vem produzindo um acelerado processo de degradação ambiental e poluição (TUNDISI, 2005, 2008).

Lagos e reservatórios detêm cerca de 90% das águas doces superficiais do mundo. Cerca de um bilhão de pessoas estão em risco pelo uso excessivo, retiradas de água e poluição desses corpos aquáticos. As principais ameaças a esses ecossistemas são a eutrofização, que afeta 54% dos lagos na região Ásia-Pacífico, 53% na Europa, 28% da América do Norte e 41% da América do Sul; a poluição química, que é a segunda ameaça mais citada para os lagos; e a introdução de espécies exóticas de plantas e animais por meio da água de lastro (BENGTSSON; HERSCHY; FAIRBRIDGE, 2012).

Atualmente, os estágios de eutrofização de lagos e reservatórios estão entre as principais causas da diminuição de fontes confiáveis de abastecimento de água para o consumo humano, estabelecendo um desafio global voltado para a preservação e o gerenciamento dos ecossistemas aquáticos e a preocupação com a saúde das populações (YANG et al., 2008).

A eutrofização artificial é um evento antrópico caracterizado pela entrada excessiva de nutrientes no sistema aquático, principalmente nitrogênio (N) e fósforo (P), promovendo a elevada produtividade primária, pois estes elementos estão relacionados com o processo fotossintético. Existem várias fontes pontuais ou difusas de fósforo e nitrogênio para o ecossistema aquático, tais como os resíduos industriais, escoamento agrícola, escoamentos urbanos, esgoto doméstico, chuvas de regiões de intensa poluição atmosférica (MAINSTONE; PARR, 2002; BOWES et al., 2010; ESTEVES; MEIRELLES-PEREIRA, 2011; BALANGODA, 2016) (Figura 1).

Além disso, as mudanças climáticas, como o aquecimento global, aumentam os riscos de eutrofização. O aquecimento global eleva a temperatura, consequentemente a evaporação da água, e diminui a diluição dos insumos de nutrientes para os rios e lagos (CHARLTON et al., 2017). Também temperaturas mais elevadas aumentam a taxa dos processos biológicos e químicos (em particular, aumentam as taxas de crescimento de algas e ciclagem de nutrientes) (BOWES et al., 2012).

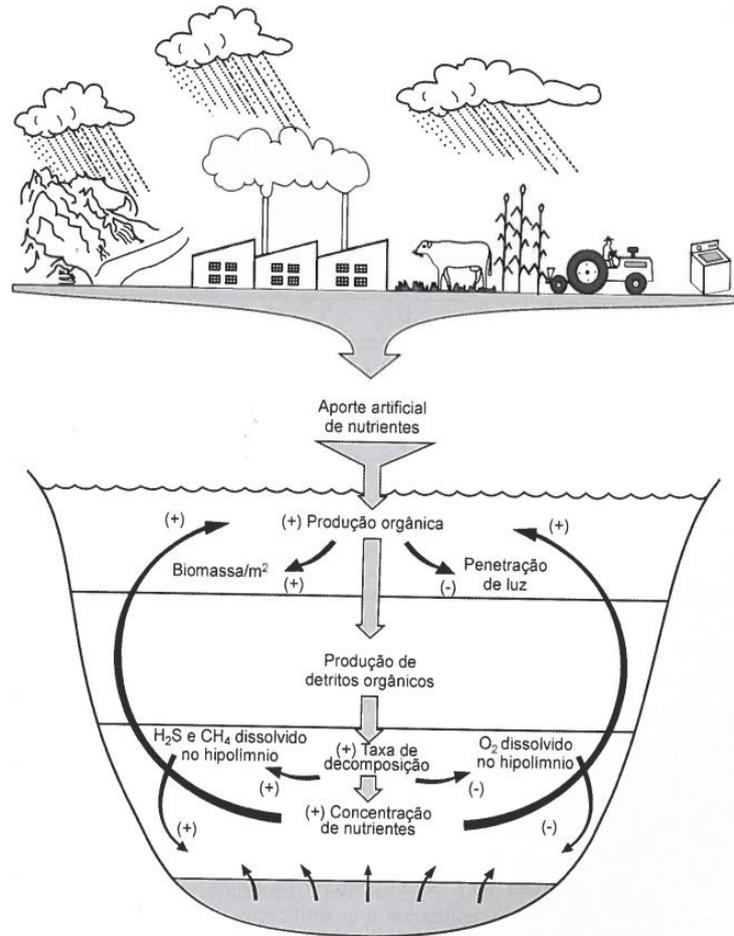


Figura 1. Principais fontes de nutrientes e as principais consequências do processo de eutrofização artificial em ecossistemas aquáticos (Fonte: ESTEVES; MEIRELLES-PEREIRA, 2011).

O enriquecimento de nutrientes pode levar a uma variedade de problemas, incluindo o crescimento excessivo de algas, a produção de toxinas por algumas espécies de cianobactérias (MEREL et al., 2013; MOWE et al., 2015), as mudanças na composição de espécies de fitoplâncton, a redução do oxigênio dissolvido, a elevação da DBO (demanda bioquímica do oxigênio), ao aumento da turbidez, a alteração na composição de peixes com a prevalência de espécies indesejadas e a redução do valor estético do ambiente (HILTON et al., 2006).

Além das algas, o aumento da produtividade primária se reflete no crescimento de plantas aquáticas. Vários estudos associam o crescimento excessivo de macrófitas a eutrofização do corpo hídrico (POMPÊO, 2008; SANTOS; BOINA, 2017). Chang et al (2006) sugerem que o papel das macrófitas, associadas a bactérias de ciclagem de nitrogênio em suas raízes, é reduzir o nitrogênio do corpo de água, logo são produtores que se beneficiam da eutrofização.

Klump et al. (2002) relacionaram a assimilação de metais pesados e nutrientes (nitrogênio e fósforo) pelas macrófitas *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes* a fatores que

promovem a eutrofização como a descarga de efluentes provenientes da agricultura e urbanização. Petrucio e Esteves (2000) investigaram o funcionamento e a capacidade de remoção de nitrogênio e fósforo por *Eichhornia crassipes* e *Salvinia auriculata*, a partir da quantificação das concentrações dos compostos nitrogenados (nitrito, amônia, nitrogênio total) e fosfatados (fosfato e fósforo total) na água, sendo que *Eichhornia crassipes* promoveu as maiores taxas de redução destes nutrientes.

Florações de cianobactérias são reconhecidas como um problema de saúde em sistemas de água doce em muitos países, principalmente porque algumas espécies são capazes de produzir potentes toxinas (cianotoxinas) prejudiciais para os humanos e animais (BRIAND et al., 2003; FALCONER, 2008; DROBAC et al., 2013; MOWE et al., 2015).

Nas últimas décadas, possivelmente após a confirmação da intoxicação e morte de pacientes renais crônicos em Caruaru-PE, Brasil (AZEVEDO et al., 2002), em 1996, o estudo da ocorrência e florações de cianobactérias em fontes de abastecimento público assumiu uma importância para a Saúde Pública, notadamente a Saúde Ambiental, em todo o mundo (MOWE et al., 2015).

O registro de florações em reservatórios utilizados para consumo humano com liberação de toxinas vem aumentando no Brasil. As cianobactérias mais citadas como produtoras de toxinas no país são espécies dos gêneros *Microcystis*, *Cylindrospermopsis*, *Dolichospermum* (antiga *Anabaena*), *Planktothrix*, *Aphanizomenon*, *Oscillatoria*, *Planktolyngbya* (CETESB, 2013) e *Radiocystis* (VIEIRA et al., 2005).

Estudos sobre cianobactérias e a saúde pública são escassos em águas amazônicas brasileiras, existindo o estudo de florações de cianobactérias realizados por Sá et al. (2010) e Silva (2012), no Rio Tapajós (Santarém, Pará); os estudos de densidade e testes de toxicidade de cianobactérias isoladas do reservatório Utinga (Pará) (VIEIRA et al., 2003; VIEIRA et al., 2005); a diversidade e densidade de cianobactérias do Rio Pará (GOMES, 2013) e os estudos de Nascimento (2002) sobre a dinâmica das cianobactérias no reservatório da Usina Hidrelétrica de Samuel (Rondônia).

Nascimento (2002) cita as possíveis fontes de nitrogênio e fósforo em águas amazônicas, tais como o desmatamento, que deixa o solo desprotegido e vulnerável a lixiviação; a agricultura através dos *inputs* de nitrogênio e fósforo oriundos dos fertilizantes; a pecuária por meio das fezes, urina ou adubo que são lavados durante as chuvas; e o lançamento de efluentes domésticos e industriais.

Amazônia é uma região de paradoxos, pois possui cerca de 70% da água doce brasileira (COSTA, 2003) e o maior índice de disponibilidade hídrica *per capita* do país

(IBGE, 2011). Entretanto, vive uma crise de desigualdade no acesso à água potável (BORDALO, 2017), possivelmente em função da baixa cobertura de saneamento básico, principalmente a coleta, tratamento de esgoto e o abastecimento de água, os quais são os piores do Brasil (IBGE, 2013; BRASIL, 2017; INSTITUTO TRATA BRASIL, 2017).

Quase a metade dos 192 municípios amazônicos são abastecidos por rios, reservatórios e lagos, sendo que 32 desses municípios reconhecem algum tipo de poluição ou contaminação na captação de água, causada principalmente por esgoto sanitário, destinação inadequada de lixo, agrotóxicos, atividades industriais e mineradoras (IBGE, 2011).

Os reservatórios de abastecimento de água da Região Metropolitana de Belém, maior Metrópole da Amazônia (Pará), são os lagos Bolonha e  gua Preta. Mais de 1 milhão de pessoas (75% da popula o) são abastecidas por suas águas superficiais. Encontram-se ameaçados pelo fen meno da eutrofiza o promovida, principalmente, pela entrada de esgoto doméstico sem tratamento das residências localizadas no entorno dos reservatórios e provenientes das águas superficiais do Rio Guamá, corpo hídrico de grande porte que margeia toda a região metropolitana e recebe descarga de esgotos domésticos e industriais não tratados.

Desta forma, fica evidente a necessidade de estudos ecológicos e fisiológicos de cianobactérias na região amazônica, uma vez que esses podem ajudar a entender os mecanismos que propiciam a ocorrência de flora es e dominância de cianobactérias em ambientes tropicais.

3 OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GERAL

Caracterizar os fatores ambientais reguladores da variação espacial (horizontal e vertical) e temporal do fitoplâncton, com ênfase nas cianobactérias, dos reservatórios Bolonha e Água Preta (Belém-Pará) e fornecer subsídios para o monitoramento e políticas públicas voltados para a qualidade da água de abastecimento.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- ✓ Identificar e quantificar o fitoplâncton, com ênfase nas cianobactérias, dos reservatórios Bolonha e Água Preta (Belém-Pará);
- ✓ Caracterizar as variações horizontal, vertical e temporal do fitoplâncton, com ênfase nas cianobactérias, dos referidos reservatórios;
- ✓ Realizar medições de microcistinas nas águas dos reservatórios Bolonha e Água Preta;
- ✓ Relacionar as variáveis ambientais a comunidade fitoplanctônica nos reservatórios Bolonha e Água Preta;
- ✓ Identificar os traços funcionais do fitoplâncton que caracterizam as condições ecológicas e sanitárias dos reservatórios;
- ✓ Caracterizar e avaliar o potencial tóxico das cianobactérias formadoras de florações nos lagos (*Phormidium* sp.) através do cultivo celular.

4 REVISÃO DA LITERATURA

4.1 FITOPLÂNCTON

O termo plâncton é definido como sendo um conjunto de organismos que não dispõe de movimentos próprios capazes de se opor aos movimentos da água (errantes) (ESTEVES, 2011).

O fitoplâncton constitui o componente “vegetal” do plâncton (ou microalgas) com pequeno tamanho, desde alguns micrômetros até poucos milímetros, e vive em vários ambientes aquáticos incluindo lagos e reservatórios. Os principais grupos do fitoplâncton de água doce são: Cyanophyta, Chlorophyta, Charophyta, Euglenophyta, Heterokontas (onde se incluem as diatomáceas, crisofíceas e xantofíceas), Chryptophyta e Dinophyta (Di BERNARDO; MINILLO; DANTAS, 2010; ESTEVES; SUZUKI, 2011). Constitui a base da cadeia alimentar da maioria dos ambientes aquáticos e desempenha um papel fundamental em ciclos biogeoquímicos, representando mais da metade da fixação global de carbono (FALKOWSKI; LIN; GORBUNOV, 2012).

O fitoplâncton é considerado sentinela importante nas mudanças ambientais sendo o primeiro a reagir às alterações no meio ambiente aquático e o mais sensível aos impactos combinados de estressores do que somente um (DZIOCK et al. 2006; SAGERT et al., 2008). A temperatura, os nutrientes, a profundidade da zona fótica, a circulação da água (JAWORSKA et al., 2014; KOZAK; GODYN; DONDAJEWSKA, 2015; TIAN et al., 2017), a herbivoria pelo zooplâncton (ARUNPANDI et al., 2017), o parasitismo (GACHON et al., 2010; FRENKEN et al., 2017) e a precipitação pluviométrica (LI et al. 2015) estão entre os principais fatores físico-químicos, biológicos e ambientais (climáticos) que afetam a estrutura do fitoplâncton.

Estes fatores dirigem as flutuações espaço-temporal e definem os grupos emergentes dentro do fitoplâncton, os quais se adaptam melhor as condições impostas pelo ambiente, sendo os nutrientes e a radiação subaquática as principais variáveis que conduzem a dinâmica do fitoplâncton em lagos tropicais (HUSZAR et al., 1998; BICUDO et al., 2006; DANTAS et al., 2008; ESTEVES, 2011).

Segundo Esteves (2011) a disponibilidade de nutrientes é condicionada por fatores externos e internos. Os externos são os ventos, precipitação e radiação incidente. Para Di Bernardo, Minillho e Dantas (2010) nas regiões tropicais a luz e a temperatura são

relativamente constantes durante o ano, logo as variações do fitoplâncton por disponibilidade de nutrientes são mais influenciadas pelo efeito das chuvas e pela ação dos ventos.

Já os fatores internos são a turbulência, a estratificação-desestratificação da coluna d'água e a taxa de decomposição. Ainda segundo o autor a disponibilidade da radiação subaquática é influenciada pelas condições climáticas que determinam a quantidade de energia que penetra na água, sendo representada pela sua transparência.

As chuvas alteram a disponibilidade dos nutrientes em dois aspectos: diluição e aporte alóctone. No aspecto diluição, as águas das chuvas diminuem a turbidez, diluem os materiais em suspensão e aumentam a transparência da água permitindo o crescimento do fitoplâncton como é observado em águas brancas amazônicas, tais como nos estudos de Paiva et al. (2006) na baía do Guajará; Costa (2008) para o Rio Guamá e Sousa et al. (2015) para doze rios do entorno do Parque Estadual do Charapucú (município de Afuá), todos localizados no Estado do Pará. O efeito inverso foi verificado por Casali et al. (2011) em lagos de planície de inundação do Baixo Amazonas (Estado de Amazonas) e no Lago Amapá (Estado do Acre) por Passarinho, Lopes e Train (2013), onde a diluição dos nutrientes da água reduziu a densidade de fitoplâncton.

Por outro lado, as chuvas podem aumentar o aporte de nutrientes carregados pelo escoamento superficial (VIDAL; NETO, 2014) aumentando a biomassa fitoplanctônica (LIRA; BITTENCOURT-OLIVEIRA; MOURA, 2009) ou reduzindo esta biomassa pela redução da transparência da água, consequência da entrada de nutrientes e o aumento da turbidez (NABOUT; NOGUEIRA; OLIVEIRA, 2006).

Os ventos são os principais responsáveis pela heterogeneidade horizontal do fitoplâncton (CYR, 2017) e também permitem uma distribuição vertical mais uniforme quando comparado com a distribuição destes organismos somente pela mistura vertical da água (WEBSTER, 1990; REYNOLDS, 2006). A mistura de água por ação dos ventos promove as florações do fitoplâncton através da disponibilidade de nutrientes do sedimento para a superfície da água (POBEL; ROBIN; HUMBERT, 2014).

Nos reservatórios, além desses fatores o fitoplâncton atende as flutuações de abertura, tempo de residência e resiliência, influencia de drenagens e afluentes. A morfometria da bacia de captação, a vazão, o padrão de circulação, a profundidade, a área, o desenho da barragem e os procedimentos operacionais são algumas variáveis que afetam a estrutura e a dinâmica das comunidades bióticas em reservatórios (AGOSTINHO; GOMES, 2005). Neste sentido, Nascimento (2012) identificou no reservatório da Usina Hidrelétrica de Samuel – Rondônia (Amazônia Ocidental) alterações na composição e estrutura do fitoplâncton em função da

dinâmica hidrológica do reservatório, onde no período de maior vazão ocorreu o domínio das cianobactérias e na fase de menor vazão houve a queda da biomassa do fitoplâncton total.

Segundo Margalef (1975) os processos físicos, químicos e biológicos vigentes em um reservatório são mais complexos e variáveis dado ao caráter intermediário de sua estrutura e dinâmica, que se posiciona entre as de um rio e de um lago. Neste sentido, as comunidades fitoplanctônicas mostram alterações estruturais notáveis às que lhes deram origem, isto é, as de um sistema fluvial. No processo de colonização há a depleção de algumas populações, para as quais as novas condições são restritivas, e a explosão de outras, que têm no novo ambiente condições favoráveis, geralmente transitórias, para manifestar seu potencial de proliferação (AGOSTINHO et al., 1999).

Entretanto, segundo Esteves (2011) os reservatórios rasos são sujeitos a muita turbulência, tornando-se difícil o reconhecimento dos fatores mais importantes na determinação das variações espaço-temporais.

Tradicionalmente, os modelos preditivos de padrões do fitoplâncton relacionados ao ambiente partem da análise da comunidade a partir de espécies ou divisões taxonômicas (FABBRO; DUIVENVOORDEN, 2000; FIETZ et al., 2005; HAJNAL; PADISÁK, 2008). Entretanto, o fitoplâncton não é um grupo uniforme, abrangendo organismos de filogenias, tamanhos e formas diversas. Portanto, fazem-se necessárias novas abordagens para caracterizar a condição do ambiente e a dinâmica do ecossistema (REYNOLDS et al., 2002).

Neste contexto, surge a classificação das associações de espécies do fitoplâncton criada por Reynolds et al. (2002), denominada de “grupos funcionais” que reúnem as espécies em grupos ou códons com base nos seus tipos de hábitat, sua tolerância e sensibilidade às condições ambientais assim, prever ou explica a estrutura das comunidades e as suas respostas às condições ambientais (REYNOLDS et al., 2002; REYNOLDS, 2006). Atualmente o sistema conta com 49 códons alocando grupos de algas com necessidades e respostas semelhantes aos fatores ambientais (PADISÁK; CROSSETTI; NASELLI-FLORES, 2009). A lista dos grupos funcionais encontra-se no apêndice.

Os primeiros estudos sobre grupos funcionais do fitoplâncton foram realizados em lagos continentais profundos, estratificados de ambientes temperados (REYNOLDS et al., 2002, BELKINOVA et al., 2014; DEMİR; FAKIOĞLU; DURAL, 2014). Porém, muitos trabalhos independentes abordaram grupos funcionais em diferentes ambientes com a criação de novos códons com validação através de métodos estatísticos (KRUNK et al., 2002).

No Brasil, a abordagem de grupos funcionais tem recebido contribuições em ambientes distintos principalmente das regiões sul e sudeste (FONSECA; BICUDO, 2008;

SOUZA et al, 2008). Na Amazônia os estudos são escassos merecendo destaque os trabalhos de Melo e Huszar (2000) e Huszar e Reynolds (1997) na planície de marés do Lago Batata (Estado do Pará).

No Estado do Pará, os estudos sobre o fitoplâncton são concentrados em regiões costeiras como na zonas de arrebentação da ilha Canela, Bragança (SOUSA et al., 2008; 2009), no estuário do Rio Guajará-Mirin, Vigia (CARDOSO, 2009), no estuário do Rio Curuçá, Curuçá (COSTA, 2010), na praia de Ajuruteua, Bragança (COSTA et al. 2011), nos estuários do Rio Guamá (MONTEIRO et al., 2009; COSTA, 2008), Baía do Guajará (PAIVA et al. 2006) e Rio Pará (SENA et al. 2015), entre outros. Em reservatórios destacam-se os estudos no Lago Água Preta, como a determinação da composição das clorófitas por Martins-da-Silva (1994; 1996, 1997a; 1997b) e Martins-da-Silva e Bicudo (2007); sobre a densidade do fitoplâncton (COSTA et al., 2010) e a diversidade e morfologia do gênero *Aulacoseira* (TREMARIN et al., 2013). Tavares (2011) e Cunha (2013) estudaram a variação do fitoplâncton do Lago da Hidrelétrica de Tucuruí.

No entanto, não há informações de novas abordagens do fitoplâncton na região, exceto o estudo de Vilhena et al. (2014) que avaliam a composição química elementar do fitoplâncton dos rios Mocajuba e Pará e seu valor de bioconcentração. Assim, faz-se necessárias novas formas de avaliar o potencial bioindicador das condições ecológicas e sanitárias dos ecossistemas aquáticos da região.

4.2. CIANOBACTÉRIAS

As cianobactérias ou bactérias azuis esverdeadas, anteriormente também conhecidas por cianofíceas, são procariotos, em grande maioria fotoautotróficos, que necessitam apenas de água, nitrogênio gasoso, oxigênio, poucos elementos minerais, luz e dióxido de carbono para sobreviver. Elas utilizam a clorofila- *a* para realizar a fotossíntese e liberam o oxigênio gasoso (SADAVA et al., 2009).

As cianobactérias participam da formação dos estromatólitos (fósseis e atuais), sendo sua origem sugerida no Pré Cambriano, ao redor de 3,0 a 3,5 milhões de anos e, dada a sua atividade fotossintética com liberação de oxigênio, são consideradas as responsáveis pela origem da atmosfera oxidante que hoje se conhece (GRAHAM; WILCOX, 2000; PAPINEAU et al., 2005; SCHOPF, 2011).

Esses microrganismos podem ser encontrados em quase todos os habitats e nichos ecológicos. Eles habitam as águas de rios, arroios, lagos, lagoas e reservatórios, solos,

oceanos, bem como em desertos, águas termais, salobras, turfeiras (FRANCESCHINI et al., 2010). Podem ainda ocorrer em simbiose com algas, plantas, fungos (liquens) e animais.

Há relatos de cianobactérias em ambientes extremos, tais como solos da Antártica e fontes termais vulcânicas, muitas vezes onde nenhuma outra vegetação existe (KNOLL, 2008). Também possuem habilidade em sobreviver a longos períodos de dessecação e algumas espécies produzem uma vasta pigmentação que lhes permite sobreviver em ambientes de altas radiações UV (FOGG et al., 1973; GRAHAM; WILCOX, 2000).

As células das cianobactérias são estruturalmente semelhantes às bactérias Gram-negativas (PAERL; PAUL, 2012). A parede celular é composta de peptidoglicano, sendo recoberta por uma fina membrana. O peptidoglicano é um polímero composto por dois derivados de açúcares: *N*- acetilglucosamina e ácido *N*- acetilmurâmico, e vários diferentes aminoácidos. Possuem DNA circular no centro do citoplasma, sendo as quantidades variando de $1,6 \times 10^9$ a $8,6 \times 10^9$ dáltons, análogos ao tamanho do DNA bacteriano (LEE, 2008).

Morfologicamente as cianobactérias podem ser unicelulares (coloniais ou solitárias) ou filamentosas. As colônias podem ser formadas por poucas células (2 a 16) ou centenas delas; podendo apresentar morfologia variada, como por exemplo, arredondadas, alongadas, tabulares, cúbicas ou irregulares. As formas unicelulares e coloniais são denominadas genericamente de cianobactérias cocóides (KOMÁREK; ANAGNOSTIDES, 2005; SANT'ANNA et al., 2006) (Figura 2).

Já as cianobactérias filamentosas podem ser uni ou multisseriadas, apresentar ou não uma bainha mucilaginosa e podem ser ramificadas ou não. Chama-se tricoma o conjunto de células dispostas linearmente e filamento para o conjunto da bainha mucilaginosa mais o tricoma, sendo que a bainha pode conter um ou vários tricomas. As ramificações são de dois tipos: falsas, quando o ramo é formado a partir de divisão celular, sempre perpendicular ao eixo maior do tricoma; verdadeiras, quando o ramo é formado a partir da divisão celular paralela ao eixo maior do tricoma (SANT'ANNA et al., 2006) (Figura 2).

Embora semelhantes estruturalmente às bactérias e funcionalmente às algas eucariotas (uma vez que realizam a fotossíntese utilizando a clorofila *a*, principal pigmento fotossintético também das algas e plantas), possuem estruturas que lhes diferenciam destes organismos, tais como a bainha mucilaginosa, os vacúolos gasosos, os pigmentos acessórios, os acinetos, os heterocitos e os hormogônios (Figura 2).

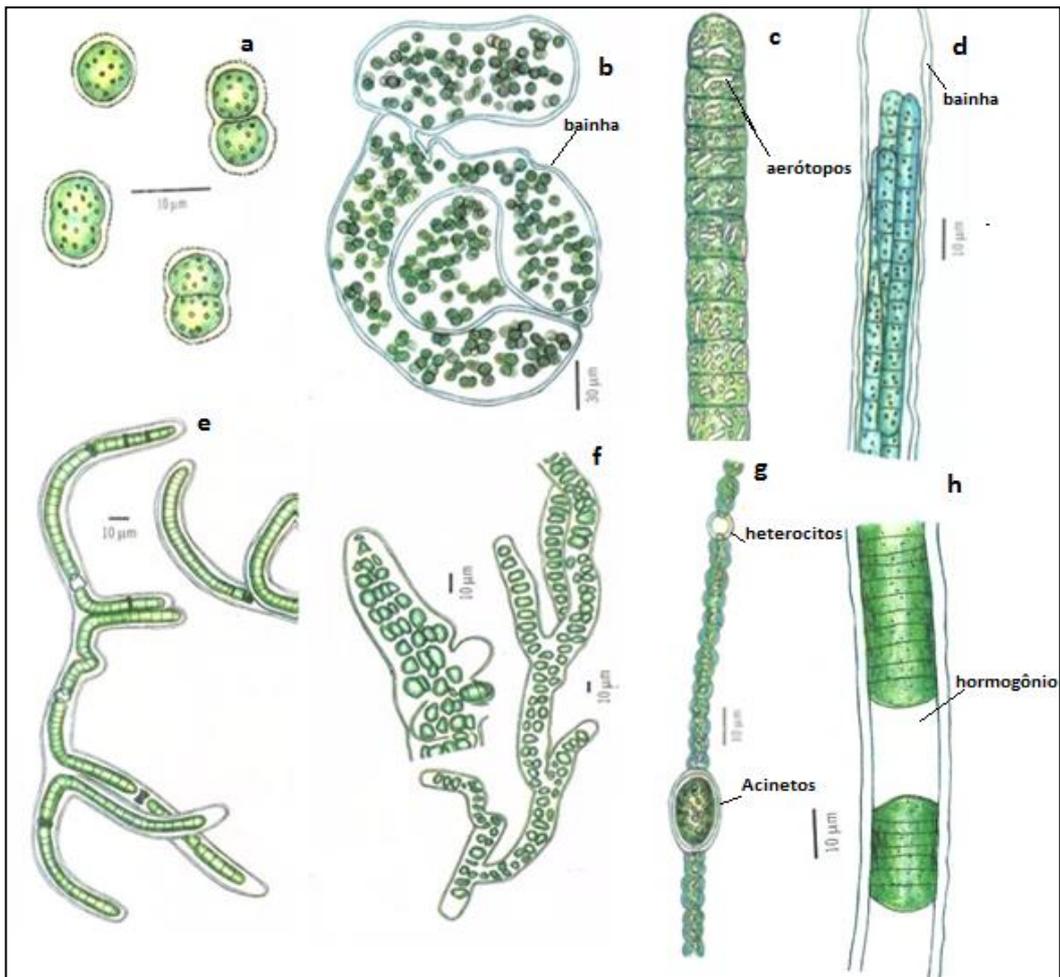


Figura 2. Características morfológicas das cianobactérias: a- forma cocóide solitária (*Synechocystis aqualis*); b- forma cocóide colonial com bainha mucilaginosa (*Microcystis wesenbergii*); c- tricoma (forma filamentosa) sem bainha e com aerótopos (*Planktothrix planctonica*); d- filamento com vários tricomas envoltos por bainha mucilaginosa (*Microcoleus paludosus*); e- filamento com falsas ramificações (*Scytonema ocellatum*); f- filamentos com ramificações verdadeiras (*Stigonema minutum*); g- tricoma evidenciando os acinetos e heterocitos (*Anabaena viguieri*.) e h- tricoma com bainha e apresentando hormogônios (*Lyngbya majuscula*). Fonte: Franceschini, Prado e Burliga (2010), adaptado.

A bainha (cápsula ou substância extracelular) é composta essencialmente por mucilagem e pequena quantidade de celulose (NOBLES; ROMANOVIEZ; HROWN, 2001). Presente em muitas cianobactérias, sua principal função é proteger a célula contra o ressecamento e a radiação ultravioleta (SOULE; SHIPE; LOTHAMER, 2016). A formação da bainha e sua coloração dependem das condições ambientais: bainhas amarelas e marrons, por exemplo, são comuns em espécies de habitats com elevadas salinidades (LEE, 2008). A escassez de CO_2 resulta na interrupção da produção da bainha, por outro lado, o excesso de fixação deste gás resulta na sua formação (OTERO; VINCENZINE, 2004).

Essa variedade na cor e na formação da bainha é mais bem percebida em ambientes artificiais, isto é, em meios de cultura, os quais oscilam em seus fatores nutricionais, ambientais e biológicos. Fialkowska e Pajdak-Stós (2014) observaram em cianobactérias do gênero *Phormidium* que a formação da bainha estava ligada a sinais químicos que indicavam a herbivoria (grazer) por ciliados.

Os vacúolos gasosos ou também conhecidos como aerótopos estão presentes em muitas cianobactérias, sendo considerados inclusões citoplasmáticas que permitem a regulação da flutuabilidade desses organismos. São estruturas cilíndricas fechadas com extremidades cônicas, sendo impermeáveis à água, mas altamente permeáveis a gases. É um mecanismo ecologicamente importante permitindo-lhes ajustar a sua posição vertical na coluna de água (WALSBY; HAYES; BOJE 1995).

As cianobactérias que possuem vacúolos podem ser divididas em dois grupos: aquelas nas quais os vacúolos estão presentes em certos estágios do seu ciclo de vida e aquelas que possuem vacúolos por terem hábitos planctônicos. No primeiro grupo, os vacúolos estão presentes na hormogonia, que é um estágio reprodutivo das cianobactérias, exercendo as funções de flutuabilidade e dispersão das células recém divididas para todo o ambiente como observado por El Semary (2013) em *Leptolyngbya*, uma cianobactéria bentônica.

O segundo grupo é composto por cianobactérias planctônicas incluindo os gêneros *Ananbaena* (atual *Dolichospermum*), *Gleoeotrichia*, *Microcystis*, *Aphanizomenon*, *Oscillatoria* e *Trichodesmium*, essas cianobactérias possuem flutuabilidade ativa devido à presença dos vacúolos gasosos, como consequência estão associadas às florações de cianobactérias na superfície da água. Porém, muitos fatores estão associados à perda da flutuabilidade nessas espécies, tais como o aumento da pressão de turgescência vesicular, o aumento da massa celular, o aprisionamento de precipitados coloidais compostos por sais de ferro e materiais orgânicos, a diminuição da quantidade de luz, as baixas concentrações de íons amônio (NH_4) e CO_2 na água, entre outros (LEE, 2008).

Algumas pesquisas revelaram que a formação dos vacúolos está associada a um agrupamento de genes presentes em várias espécies e que codificam de 8 a 14 proteínas (em inglês: gas vesicle protein-Gvp). Em *Microcystis aeruginosa*, por exemplo, Mlouka et al. (2004) encontraram os genes GvpV e GvpW envolvidos na síntese dos vacúolos, sendo que mutações nestes genes são responsáveis pela perda da sua flutuabilidade. Zhang et al. (2011) associaram os genes GvpC e GvpA, respectivamente, ao diâmetro e ao volume do gás nas vesículas. Atualmente, para esta mesma espécie que possui amplo relato de florações superficiais tóxicas em todo mundo, Xu et al. (2014) encontraram mais uma proteína, GvpF,

ligada a formação das vesículas. Estudos como estes são importantes por subsidiar o entendimento, e conseqüentemente, o manejo de florações cujas flutuabilidades das cianobactérias são mediadas por vesículas gasosas.

As cianobactérias possuem a clorofila- *a* como pigmento principal na captação de energia luminosa. Também são encontradas as ficobilinas, pigmentos protéicos solúveis em água, e carotenóides. Ambos os grupos atuam como pigmentos acessórios para captação de luz (CALIJURI; ALVES; SANTOS, 2006).

Além da clorofila- *a* estudos recentes mencionam outros tipos de clorofila nas cianobactérias, tais como clorofila- *b* (ARAKI et al., 2014), clorofila- *d* (NARIKAWA et al., 2015) e, recentemente, a clorofila- *f* em uma cianobactéria de ambientes úmidos terrestres de caverna, sendo o único registro de cianobactérias contendo este pigmento, o qual absorve com maior eficiência a luz na faixa de 742 nm (BEHRENDT et al., 2015).

As cianobactérias apresentam quatro ficobilinas: C- ficocianina (absorção máxima de comprimento de onda 620 nm), aloficocianina (absorção máxima 650 nm), C- ficoeritrina (absorção máxima 565 nm) e ficoeritrocianina (absorção máxima 568 nm). Todas as cianobactérias contêm as duas primeiras, entretanto, C- ficoeritrina e ficoeritrocianina ocorrem somente em algumas espécies (LEE, 2008).

Os acinetos são geralmente reconhecidos como células de resistência ou esporos, com paredes espessas, que acumulam reserva de proteínas sob a forma de grânulos de cianoficina. Os acinetos são produzidos quando as condições ambientais são desfavoráveis (CALIJURI; ALVES; SANTOS, 2006), sendo a temperatura um dos principais fatores responsáveis pela formação destes acinetos, pois algumas cianobactérias iniciam a produção de acinetos em temperaturas entre 20°C e 25°C, como *Aphanizomenon ovalisporum* (CIRÉS et al., 2013), e a ausência dessa célula se dá em temperaturas inferiores a 21°C, como na cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii* (BITTENCOURT-OLIVEIRA et al., 2012). Entretanto, outros fatores ambientais devem influenciar a formação dessas células.

Heterocitos são células especializadas em fixar o nitrogênio atmosférico (N₂). São maiores do que as células vegetativas e parecem células vazias no microscópio óptico, (enquanto que os acinetos aparecem cheios de produtos de armazenamento). Heterocitos são fotossinteticamente inativos, eles também não fixam o CO₂ nem produzem O₂ (PAERL, 2017). O ambiente interno dos heterocitos é, por conseguinte, praticamente anóxico, que é ideal para a atuação da enzima nitrogenase, uma enzima notoriamente sensível ao O₂ (CALIJURI; ALVES; SANTOS, 2006; SANT'ANNA et al., 2006).

Os hormogônios são estruturas reprodutivas das cianobactérias. Morfologicamente são discos bicôncavos que se formam entre duas células vegetativas ou entre células hialinas e mortas denominadas necrídios. O aparecimento do hormogônio indica o ponto de rompimento do filamento, gerando fragmentos que se tornam novos indivíduos e que algumas vezes adquirem aerótopos ou vesículas gasosas que auxiliam na dispersão desses organismos, como observado por El Semary (2013) para cianobactérias filamentosas.

A reprodução das cianobactérias é do tipo assexuada, através da simples divisão celular ou pelo rompimento das células durante a formação dos hormogônios (SANT'ANNA et al., 2006). Também se considera os acinetos como forma reprodutiva, uma vez que são estruturas que estocam substâncias de reserva e germinam em condições favoráveis originando uma nova cianobactéria.

A diversidade das cianobactérias chega a 2.800 espécies distribuídas em diferentes ambientes (KOMÁREK; ANAGNOSTIDIS, 2007; 2008; KOMÁREK, 2013). De acordo com Werner et al. (2013), no Brasil foram listadas 132 gêneros, 462 espécies e 6 variedades de cianobactérias em diversos trabalhos realizados em todo o país. Vaz et al. (2015) introduziram duas espécies aquáticas a esta lista (*Pantanalinema rosaneae* e *Alkalinema pantanalense*), identificadas em isolados de lagoas salinas do Pantanal-MT. A diversidade conhecida de cianobactérias possui duas características: as identificações são baseadas, em grande parte, na morfologia do organismo (divisão celular, polaridade, morfologia e tipo de ramificação do talo etc) e as espécies mais bem descritas pertencem a ambientes aquáticos, principalmente duciaquícolas.

Entretanto, atualmente, a taxonomia polifásica (uso integrado das características genéticas, morfológicas, fisiológicas, bioquímicas, ecológicas) tem sido recomendada para a classificação das cianobactérias e muitos trabalhos estão sendo publicados com essa abordagem (GAYLARDE et al., 2004; FIORE et al., 2005; WERNER et al., 2012; VAZ et al., 2015).

Por outro lado, a maioria dos gêneros de cianobactérias de águas doces fazem parte do fitoplâncton e são mais estudadas por sua capacidade de formarem florações de superfície, isto é, proliferações excessiva de células/organismos em intervalo de tempo. Desta forma, o aumento no número de estudos com cianobactérias se deve a sua importância na saúde humana.

Diante do exposto, as cianobactérias por possuírem características de algas e de bactérias estão incluídas em dois sistemas de classificação biológica: o bacteriológico, no *Bergey's Manual of Systematic Bacteriology* (GARRITY; BOONE; CASTENHOLZ, 2001) e

o botânico, de Komárek e Anagnostidis (1986; 2005), além do mais recente Sistema proposto por Hoffmann, Komárek e Kaštovsky (2005). Este último sistema é a primeira tentativa de sínteses e integração dos dados disponíveis sobre sequências gênicas (16S rRNA sendo um dos genes mais analisados), ultraestrutura (disposição das tilacóides) e morfologia das cianobactérias, afim de que um moderno sistema de classificação desses organismos possa ser proposto.

Entretanto, no presente estudo será adotado o Sistema de Classificação Botânica que leva em consideração a morfologia das cianobactérias (cocóide, filamentosa, colonial, com ou sem mucilagem, filamentos homocitados ou heterocitados, entre outras) enquadrando-as na Divisão Cyanobacteria, Classe Cyanophyceae, e quatro principais ordens: Chroococcales, Oscillatoriales, Nostocales e Stigonematales, todas com suas respectivas famílias, gêneros e espécies.

4.2.1 Florações de Cianobactérias: principais causas e consequências

Florações se referem à proliferação de cianobactérias acima do esperado para um determinado ambiente aquático. Diz-se, normalmente, que há florações quando o número total de células de cianobactérias passa a ser maior que a média normalmente encontrada naquele corpo d'água (MOLICA; AZEVEDO, 2009). A Organização Mundial de Saúde- OMS, estabeleceu o nível de alerta 1 para biomassa alta de espécies de cianobactérias (a partir de $20.000 \text{ cel.mL}^{-1}$ ou $0,2 \text{ mm}^3.\text{mL}^{-1}$) em um corpo de água (BARTRAM et al., 1999). Esses valores são utilizados como referências na Portaria 2.914/2011 do Ministério da Saúde para avaliar as florações de cianobactérias em águas destinadas ao abastecimento (BRASIL, 2011).

As cianobactérias são componentes naturais do fitoplâncton em lagos e reservatórios e estão presentes pelo menos em baixas abundâncias (JONES; KORTH, 1995). A abundância e a composição das cianobactérias variam como resultado de mudanças na temperatura, irradiação solar, condições meteorológicas, hidrologia, entrada de nutrientes, entre outros. Em climas temperados as cianobactérias dominam durante o verão até início de outono, mas podem se tornar dominantes a qualquer tempo (CHORUS; BARTRAM, 1999; FALCONER, 2005). Já em climas tropicais e subtropicais, as cianobactérias podem dominar em qualquer momento e persistir ao longo do ano (MOWE et al., 2015).

Florações recorrentes são encontradas em alguns dos maiores ecossistemas de água doce do mundo, incluindo: Lago Victoria (África), Lago Erie e Lago Michigan (EUA-

Canadá), Lago Okeechobee (Florida, EUA), Lago Ponchartrain (Louisiana, EUA) e Lago Taihu (China) (PAERL; HALL, CALANDRINO, 2011).

São reconhecidos, aproximadamente, 25 gêneros formadores de florações tóxicas (RASTOGI; MADAMWAR; INCHAROENSAKDI, 2015). O gênero *Microcystis* prevalece nos países de clima temperado, enquanto que nos países tropicais prevalecem os gêneros *Microcystis* sp., *Cylindrospermopsis* sp. e *Anabaena* sp. Na América tropical *Cylindrospermopsis* foi o gênero mais encontrado, representando 47% das florações. As espécies recorrentes são *C. raciborskii*, *C. catemaco* e *C. philippinensis*. O gênero *Microcystis* é o segundo mais frequente e representa 35% das florações, sendo as espécies *M. aeruginosa*, *M. panniformis*, *M. protocystis*, *M. novacekii* e *M. viridis* as mais comuns. Outros gêneros menos comuns são *Anabaena* sp., *Planktothrix agardhii* e *Pseudanabaena mucicola* (MOWE et al., 2015).

As florações de algas são responsáveis por vários problemas nos reservatórios e lagos, como a formação de uma película superficial com tonalidade esverdeada que reduz a transparência da água. Também são consequências, a redução da diversidade do fitoplâncton e de outros organismos; o aumento da demanda biológica do oxigênio; a anoxia da água; a acumulação de sulfeto de hidrogênio no fundo dos reservatórios e a produção de toxinas que comprometem a qualidade da água. Os danos à saúde humana e o aumento dos custos de tratamento da água são algumas das consequências econômicas das florações (DI BERNARDO; MINILLO; DANTAS, 2010)

A cor esverdeada, o sabor e odores desagradáveis e a produção de toxinas são sinalizadores de florações de cianobactérias e direcionam as amostragens em lagos e reservatórios. Porém, é importante identificar as espécies que prevalecem no ambiente, pois algumas controlam a flutuabilidade na coluna d'água. Uma amostragem na superfície da zona eufótica, por exemplo, pode não detectar cianotoxina e odores, mesmo as florações estando presentes. Neste sentido, existem seis distribuições de florações de cianobactérias na coluna de água (GRAHAM et al., 2008) (Figura 3).

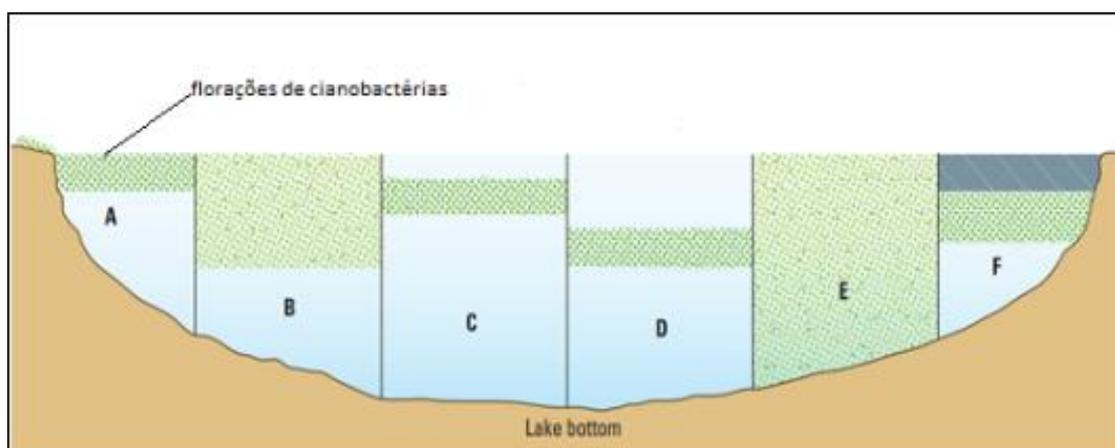


Figura 3. Distribuição das florações de cianobactéria numa seção com observação ao longo da coluna de água: A- acumulações na superfície litorânea; B- distribuição uniforme na zona eufótica; C- em profundidade específica dentro da zona eufótica; D- floração metalimnética; E- distribuição uniforme em toda a coluna da água e F- debaixo do gelo (GRAHAM et al. (2008), modificado de CHORUS; BARTRAM, 1999).

Os mecanismos de florações de cianobactérias ainda não são bem compreendidos. Entretanto a eutrofização causada por insumos de nutrientes de origem antrópica (ALSTER et al., 2010; SINHA et al., 2012; FU et al., 2015) e as mudanças climáticas podem ter maior influência na expansão das florações no mundo (O'NEIL et al., 2012; PAERL; PAUL, 2012; RASTOGI; MADAMWAR; INCHAROENSAKDI, 2015; YAN et al., 2017) (Figura 4).

A razão nitrogênio e fósforo (N/P) está frequentemente relacionada ao aparecimento de florações (GLIBERT et al., 2004). Ambientes de água doce de regiões tropicais e temperados quando apresentam baixa relação N/P (<15), o ambiente é mais suscetível a floração de cianobactérias. Quando a razão N/P é mais elevada (>20) o ambiente é dominado por algas eucarióticas (DOWNING et al., 2001; PEARL, 2008).

Porém, existem fatores que atuam em conjunto e/ou isoladamente, capazes de provocar condições ideais nas águas para o crescimento de cianobactérias: corpos de água horizontalmente diferenciados; colunas de água estratificadas; clima quente (temperatura entre 15°- 30° C); água mais calma com baixa turbulência; alta radiação solar (40-140 $\mu\text{E}/\text{cm}^2\cdot\text{s}^{-1}$); pH elevado (7,0 a 9,0); disponibilidade de metais essenciais (micronutrientes), entre outros (PAERL; HUISMAN, 2008).

Alguns autores sugerem o aumento da temperatura, as alterações do pH e o aumento da salinidade nos ambientes aquáticos como as principais alterações influenciadas pelas mudanças climáticas e que afetarão o crescimento das cianobactérias e a produção de cianotoxinas (LIU; LU; CHEN, 2011; EL-SHEHAWY et al., 2012; PAERL; PAUL, 2012; PAERL, 2014).

É esperado que no século 21 a temperatura aumente em pelo menos 1°C (IPCC, 2007). A temperatura exerce uma influência no metabolismo do fitoplâncton (RAVEN; GEIDER, 1988). Próximos de 20,8 °C as taxas de crescimento do fitoplâncton eucariótico estabilizam, enquanto que das cianobactérias aumentam, estabelecendo nas altas temperaturas vantagem competitiva a este grupo (PEPERZAR, 2003; PAER; HUISMAM, 2009).

Temperaturas elevadas podem diminuir a viscosidade da água o que promoverá o afundamento mais rápido do fitoplâncton pesado e não móvel com fraco mecanismo de regulação da flutuação (por exemplo, as diatomáceas), enquanto que as cianobactérias compensam a sua sedimentação, pois controlam a sua flutuabilidade (PAERL; HUISMAN, 2009; WAGNER; ADRIAN, 2009). O aquecimento também aumenta a estratificação térmica, induzindo a disponibilidade de nutrientes na superfície da água favorecendo as cianobactérias flutuadoras (O'NEIL et al., 2012).

As cianobactérias superam as algas eucarióticas sob pH alto. A elevação do CO₂ na atmosfera limitará o carbono na superfície da água, onde as cianobactérias flutuadoras terão mais chances de assimilar o CO₂ e realizar a fotossíntese (SHAPIRO, 1990; OLIVER; GANF, 2000; QUI; GAO, 2002).

As mudanças no padrão de distribuição das chuvas e fortes secas no verão aumentarão a salinidade e diminuirão o fluxo de ventos ocasionando ambientes calmos e salinos, os quais alteram a comunidade fitoplanctônica favorecendo algumas espécies de cianobactérias eurialinas (LAAMANEN et al., 2001; ORR et al., 2004; TONK et al., 2007; PAERL; HUISMAN, 2009).

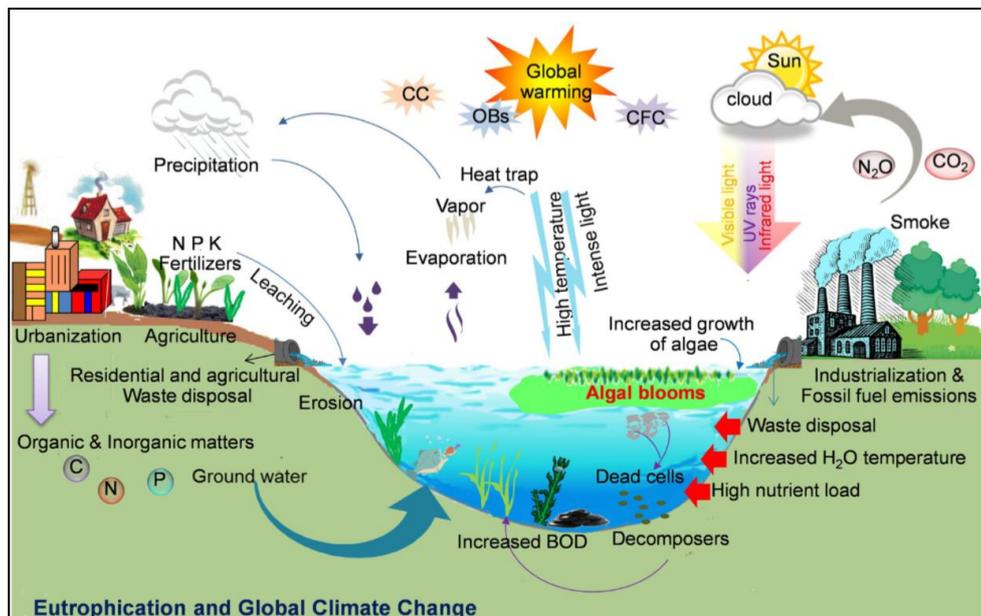


Figura 4. Ilustração esquemática evidenciando os principais fatores responsáveis pelas florações de cianobactérias: eutrofização antropogênica, mudança climática global e outros fatores bióticos e abióticos (RASTOGI; MADAMWAR; INCHAROENSAKDI, 2015).

A destruição da camada de ozônio permitirá maior penetração da radiação ultra violeta- UV, na superfície terrestre e selecionará espécies tolerantes ao UV. Estudo realizado por Ding; Song e Sedmak (2013) com *Microcystis aeruginosa* em laboratório (*in vitro*) mostrou que as células da espécie estudada apresentam efeito de fotodegradação e apoptose quando expostas a radiação UV. Entretanto, há uma maior resistência nas cianobactérias produtoras de toxinas do que aquelas não produtoras, logo intensidades de UV ambientais provocados pela depleção da camada de ozônio pode reduzir indiretamente a diversidade das cianobactérias favorecendo o crescimento de linhagens formadoras de florações tóxicas.

Também já foi observada uma mudança das células vegetativas para células de resistência em cianobactérias, sendo observado a alteração para acinetos ou heterocitos quando expostas a radiação UV (RASTOGI; MADAMWAR; INCHAROENSAKDI, 2015). Logo, as mudanças ambientais trarão nova configuração dos grupos dominantes no fitoplâncton e, possivelmente, vantagens na dominância de cianobactérias.

Assim, com as mudanças climáticas surgirão novos desafios para a humanidade em busca de fontes seguras de água para o abastecimento.

4.2.2 Cianotoxinas e suas implicações para a saúde humana

As toxinas de cianobactérias são caracterizadas como endotoxinas, com exceção das cilindropermopsinas (KAPLAN et al., 2012), logo são liberadas apenas quando acontece o rompimento da célula tanto pelo tratamento da água como pela sua senescência. Uma espécie

de cianobactéria pode produzir mais de um tipo de toxina e dentro de uma mesma espécie podem existir cepas produtoras e cepas não produtoras de toxinas (SOARES, 2009).

De acordo com suas estruturas químicas, as cianotoxinas podem ser incluídas em três grandes grupos: os peptídios cíclicos, os alcalóides e os lipopolissacarídeos. Entretanto, por suas ações farmacológicas, as duas principais classes de cianotoxinas até agora caracterizadas são: neurotoxinas e hepatotoxinas. Além de toxinas irritantes ao contato produzidas por alguns gêneros de cianobactérias (MOLICA; AZEVEDO, 2009).

Cianotoxinas hepatotóxicas incluem microcistinas-MCs, nodularinas-NODs e cilindropermopsina-CYN, tendo esta também ação citotóxica e neurotóxica (KAEBERNICK; NEILAN, 2001; KAPLAN et al., 2012; CORBEL; MOUGIN; BOUAICHA, 2014).

As MCs e NODs são peptídeos cíclicos, sendo as MCs estruturas químicas formadas por sete aminoácidos (heptapeptídeos), enquanto que as NODs são constituídas por cinco aminoácidos (pentapeptídeos) (Figura 5). Estas cianotoxinas possuem o mesmo modo de ação, ou seja, agem inibindo as proteínas fosfatases do tipo 1 e 2A de qualquer células eucariontes. As NODs são cianotoxinas já isoladas de *Nodularia spumigena* e *Nodularia phaeocarpa*, ambas de ambientes aquáticos salobros (LAAMANEN et al., 2001; KOPF et al., 2015), em *Nostoc* simbiótica de líquens (KAASALAINEN et al., 2012) e bentônica (KURMAYER, 2011).

As MCs são as cianotoxinas mais relatadas em florações e, por isso, as mais conhecidas, sendo isoladas de vários gêneros de cianobactérias tais como, *Microcystis*, *Planktothrix* (*Oscillatoria*), *Anabaena* (atualmente *Dolichospermum*), *Anabaenopsis*, *Aphanizomenon*, *Merismopedia*, *Phormidium* e *Synechococcus* (PEARSON et al., 2010) (Figura 5).

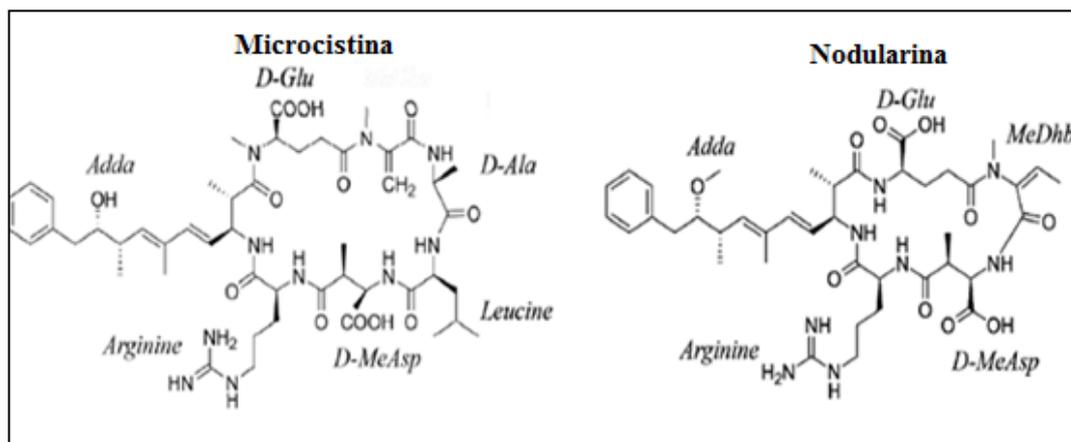


Figura 5. Estruturas química das cianotoxinas peptídicas cíclicas: Microcistina e Nodularina. Fonte: Pearson et al. (2010).

As microcistinas apresentam a estrutura geral de ciclo d-Ala-X-d-MeAsp-Z-Adda-d-Glu-MdhA, na qual X e Z representam L- aminoácidos variáveis, d-MeAsp é d-ácido eritro- β -metil-aspártico, MdhA é N-metildehidroalanina e Adda é (2S,3S,8S,9S)-3-amino-9-metoxi-2,6,8-trimetil-10-fenildeca-4,6 ácido dienóico (BOTES et al., 1984; FALCONER, 2005).

A diferença estrutural entre as variantes de MCs ocorre principalmente nos resíduos de ácido L- amino 2(X) e 4(Z), onde X e Z são diferentes aminoácidos (PEARSON et al., 2010). Desta forma, mais de 90 variantes de microcistinas foram identificadas, sendo a maioria isolada de *Microcystis*. Atualmente foram reconhecidas mais 7 variantes desta cianotoxina a partir de *Microcystis* isoladas de florações ocorridas na Argentina (QI et al., 2015).

As cilindrospermopsinas- CYNs são alcalóides produzidos por gêneros de cianobactérias filamentosas incluindo *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Anabaena bergii*, *Aphanizomenon ovalisporum*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Oscillatoria* sp., *Raphidiopsis curvata*, *Sphaerospermopsis aphanizomenoides* e *Umezakia natans* (SCHEMBRI; NEILAN; SAINT, 2001; JOHNSON et al., 2008; KAPLAN et al., 2012).

Estruturalmente esta toxina possui uma unidade tricíclica de guanidina e uma porção de uracila, os quais são os principais envolvidos em sua toxicidade. Além disso, duas variantes desta toxina também têm sido identificadas: 7-epicilindrospermopsina, que difere da CYNs pela orientação do grupamento hidroxila próximo à porção de uracila; e 7-deoxicilindrospermopsina, que é caracterizada por átomo de oxigênio e a falta do grupamento de hidroxila perto da porção de uracila (Figura 6).

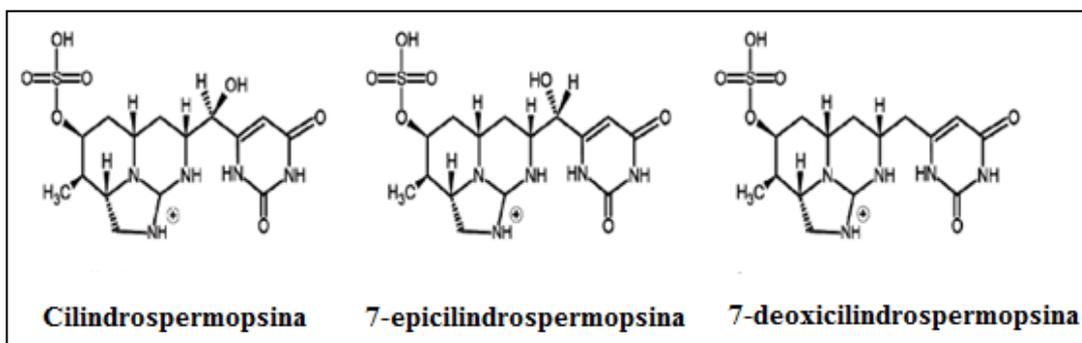


Figura 6. Estrutura química de Cilindrospermopsina, 7-epicilindrospermopsina e 7-deoxicilindrospermopsina. Fonte: Boopathi e Ki (2014).

A estrutura zwieteriônica de CYN torna o composto altamente polar e solúvel em água (CHISWELL et al., 1999), estável sob a luz solar, sob altas temperaturas e sob uma faixa ampla de pH (ANDRINOLO; SEDAN, 2011).

Wormer et al. (2008) observaram que as CYNs são persistentes a degradação microbiana permanecendo por maior período na água aumentando, com isso, os riscos de intoxicação por estas toxinas. CYN inibem o citocromo e a síntese de glutatona, que podem levar à morte da célula (HUMPAGE et al., 2005). Em bioensaios de ratos, CYN afeta principalmente o fígado, rim, pulmão e intestino (BERNARD et al., 2003).

As neurotoxinas até agora isoladas de cianobactérias são os alcalóides: Anatoxina-a, anatoxina-a(s) e Saxitoxinas- STXs. As anatoxinas foram identificadas nos seguintes gêneros de cianobactérias: *Anabaena*, *Oscillatoria* e *Aphanizomenon* (CADEL-SIX et al., 2009; GRAHAM et al., 2010). Atualmente são conhecidas três anatoxinas: anatoxina-a (ATX-a), homoanatoxina-a (hATX-a) e anatoxina-a (s) (ATX-a (s)) (Figura 7).

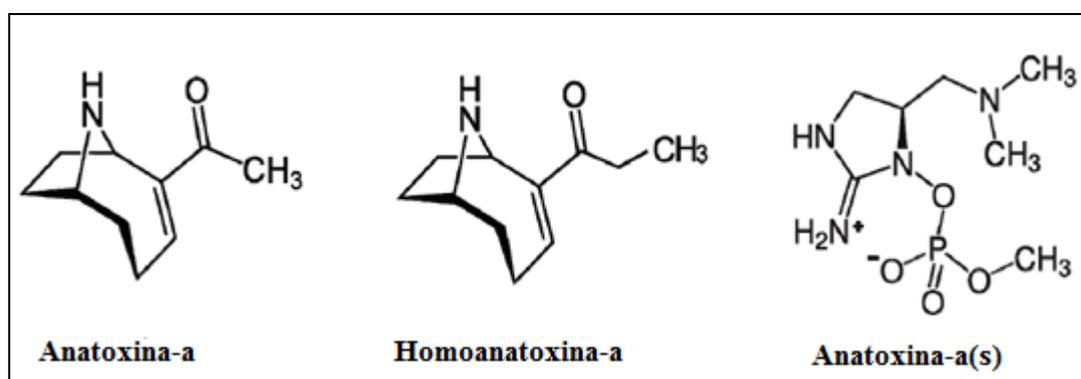


Figura 7. Estrutura química das anatoxinas: Anatoxina-a; Homoanatoxina-a e Anatoxina-a(s) Fonte: Boopathi e Ki (2014).

A ATX-a possui forma estrutural constituída pela amina secundária 2-acetil-9-azabicyclo (4-2-1) - no 2-eno. O mecanismo de ação dessa toxina se dá por promover o bloqueio pós sináptico, agindo diretamente sobre os receptores nicotínicos e colinérgicos, competindo portanto com os sítios de ação da acetilcolina, com a diferença de não sofrer qualquer tipo de metabolismo no organismo, tornando-se um estimulante neuromuscular irreversível. Segundo o estudo de Kaminski et al. (2013), ATX-a é solúvel em água, sendo instável em condições alcalinas, luz solar intensa, alta radiação UV-B e a alta temperatura.

A hATX-a é homóloga à ATX-a, porém, apresenta um grupo propionil ao invés do grupo acetil aderido a sua molécula. A ação destas duas toxinas é ligar-se irreversivelmente aos receptores de acetilcolina, pois não são degradadas pela acetilcolinesterase (CHORUS; BARTRAM, 1999).

Os sintomas descritos a partir de envenenamento de animais domésticos e selvagens incluem: desequilíbrios, contrações desordenadas dos músculos, respiração ofegante, convulsões e cianose (CARMICHAEL, 2001).

A ATX-a (s) é formada por um éster fosfatado de metilguanidina e age promovendo a inibição da acetilcolinesterase, impedindo que esta enzima degrade a acetilcolina ligada aos receptores. Além dos sintomas descritos para ATX-a e hATX-a, é relatada a hipersalivação nas intoxicações por ATX-a (s) (DUY et al., 2000).

Por fim, as saxitoxinas (STXs) pertencem à classe de alcalóides carbamatos que compartilham três anéis (Figura 8). Cinquenta e sete análogos de STXs já foram relatados (WIESE et al., 2010). A produção dessas toxinas já foi descrita nos gêneros de cianobactérias: *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Lyngbya*, *Planktothrix*, *Raphidiopsis* e *Scytonema* (NEILAN et al., 2013). Estas neurotoxinas são conhecidas por inibir a função de canais de sódio nos vertebrados (WANG; SALATA; BENNETT, 2003), como os canais de sódio (Di BERNARDO; MINILLO; DANTAS, 2010).

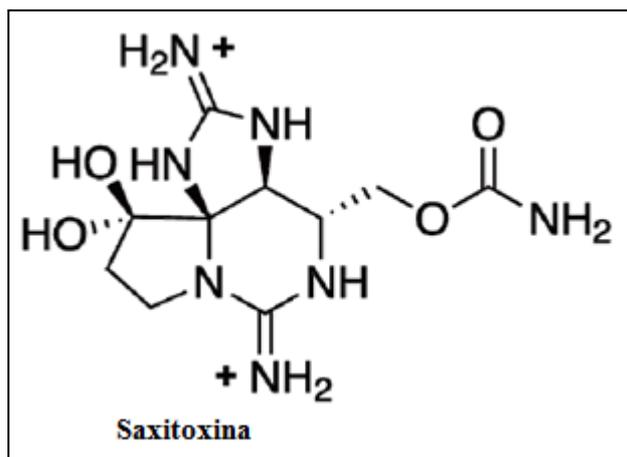


Figura 8. Estruturas química de saxitoxina. Fonte: Boopathi e Ki (2014).

Boopathi e Ki (2014) realizaram uma descrição detalhada sobre as principais cianotoxinas de ocorrência mundial e fizeram uma compilação de dados sobre os fatores estressores das cianobactérias, sobretudo a nível molecular, que as induzem a produzir toxinas. Cada toxina tem seus limites de tolerância e ativa proteínas reguladoras específicas a um dado fator estressante. Entretanto, os autores ressaltam a falta de padronização nos experimentos que os impossibilitam de serem comparados. Também citam a necessidade de se realizar estudos em campo para saber o real papel do meio ambiente sobre a produção de toxinas.

4.2.3 Vias de exposição à cianotoxinas e relatos de agravos a saúde humana

As vias de exposição das cianotoxinas se configuram, em grande, parte através da água. Neste sentido, as principais vias de exposição incluem: a- exposição recreacional; b- exposição oral por consumo de água; c- exposição intravenosa (hemodiálise ou uso de soro intravenoso); d- exposição ocupacional; e- exposição através de suplementos dietéticos contendo cianobactérias e f- consumo de peixes e mariscos contaminados com cianotoxinas. Abaixo estão descritos como se dá esses tipos de exposição, bem como os relatos de agravos a saúde:

a- Exposição recreacional: este tipo de exposição pode combinar várias vias de contato com as cianotoxinas- oral, inalatória e cutânea. Esportes náuticos que envolvem a imersão da cabeça na água levam a alguma ingestão oral ou aspiração. Condições de mau tempo e a prática de esqui aquático podem levar a ingestão de água e/ou aspiração de aerossóis contendo

cianotoxinas e cianobactérias. As ondas quando arrebentam no litoral podem também pulverizar as cianobactérias e/ou cianotoxinas. Banhos em baías e rios com florações de cianobactérias podem representar ingestão de água com cianotoxinas, sobretudo entre as crianças.

Um dos primeiros relatos sobre ingestão de cianobactérias por contato recreacional foi descrito por Dillenberg e Dehnel (1960) numa província do Canadá, onde em 1959, 30 pessoas adoeceram após nadarem em um lago com florescimento de cianobactérias. Os sintomas dos pacientes foram dores de cabeça, musculares e abdominais, náuseas e diarreia. As fezes de um dos pacientes, que relatou ter ingerido acidentalmente 300 ml da água do lago, apresentou cianobactérias *Microcystis* spp. e tricomas de *Anabaena circinalis*.

Turner et al. (1990) descreveram um caso de recrutas no Reino Unido que deram entrada no hospital com quadro de pneumonia basal esquerda, cinco dias após exercícios de canoagem em um lago com alta concentração de células de *Microcystis aeruginosa*, onde beberam e inalaram água. Pelo quadro clínico e toxicidade das cianobactérias encontradas no lago, os autores acreditaram tratar-se de intoxicação por cianotoxinas.

Behm (2003) relatou a intoxicação por cianotoxinas em jovens nos Estados Unidos que nadaram em uma lagoa. Neste episódio uma adolescente morreu por parada cardíaca após ingerir água desta lagoa com a presença de *Anabaena flos-aquae*, sendo que a autópsia realizada no fígado, sangue e humor vítreo indicou a presença de anatoxina, sendo negativas para as outras cianotoxinas (MSc, CYNs e SXTs). Outros indivíduos desenvolveram sintomas menores e sobreviveram.

Em Concordia, na Argentina, um jovem de 19 anos praticava esqui aquático no lago Salto Grande, quando caiu e ficou imerso na floração de *Microcystis* spp. Poucas horas depois da exposição o rapaz apresentou transtornos gastrointestinais, náuseas, vômitos e debilidade muscular. Após quatro dias apresentou dificuldades respiratórias, taquicardia, febre, dor abdominal e oligúria. O estado clínico do paciente evoluiu para danos hepático e renal (SEDAN; ANDRINOLO, 2011).

Inflamações cutâneas foram registradas em pessoas que entraram em contato com florações de cianobactérias *Lyngbya* sp. Os sintomas foram vermelhidão e coceira na pele, atribuídos aos lipopolissacarídeos (LPS) da parede celular das células de cianobactérias, principalmente o lipídio A (WINSTON, 2010).

b- Exposição por água de consumo: está relacionada a fonte de água para o consumo e ao tratamento dessa água. Em mananciais superficiais com florações de cianobactérias o

tratamento deve ser eficiente na remoção das células desses organismos sem, no entanto, rompê-las uma vez que sua lise promove a liberação de cianotoxinas. Em muitos países as ocorrências de intoxicações em água de consumo estão relacionadas ao tratamento inadequado ou a ausência deste.

Sobre o tratamento ineficiente, têm-se o exemplo da década de 70, na ilha de Palm, na Austrália, onde a fonte de água para abastecimento da população apresentava florações de *Cylindrospermopsis raciborskii* e odores desagradáveis. Após o emprego de algicida (sulfato de cobre) para remover as cianobactérias, 148 pessoas foram intoxicadas e entre estas 138 eram crianças e adolescentes. As pessoas afetadas apresentaram anorexia e hepatomegalia. Os exames clínicos de 138 pessoas hospitalizadas mostraram níveis anormais de proteínas, glicose e corpos cetônicos, tanto no plasma quanto na urina, sendo o caso conhecido na época como o “O mistério da ilha de Palm”, pois pouco se conhecia a respeito de cianotoxinas. Posteriormente foi caracterizada cilindrospermopsina das amostras dessa floração e foi sugerida que a contaminação da água por essa toxina fora responsável pela intoxicação dos moradores do local (BOURKE; HAWES, 1983).

Neste sentido, é importante se analisar a densidade de cianobactérias e concentrações de cianotoxinas antes e após o tratamento de água para diminuir os riscos de sua ingestão. Sobre isto, Mohamed et al. (2015) realizaram estudos sobre a presença de cianobactérias e cianotoxinas ao longo do processo de tratamento de água e constataram que em várias etapas do tratamento (coagulação/floculação/sedimentação e filtração com areia) as cianobactérias eram incompletamente removidas e durante a coagulação e floculação as toxinas eram liberadas para a água, não sendo completamente removidas ou degradadas durante outras fases do tratamento (de filtração e cloração).

Um dos exemplos mais marcantes de intoxicações humanas pelo consumo de água sem tratamento adequado ocorreu no Brasil, em 1988. Nesse trabalho foi descrito um dos primeiros casos de morte humana provavelmente por intoxicação por cianotoxinas. O caso ocorreu em Itaparica-BA, e nesse incidente, dentre os 2000 casos de gastroenterite registrados, 88 pessoas (em sua maioria crianças) faleceram após consumirem água do reservatório de Itaparica que havia sido recém inundado e apresentava uma intensa floração de *Anabaena* e *Microcystis* (TEIXEIRA et al., 1993).

Experimentos em camundongos têm demonstrado que as cianotoxinas podem ser degradadas no trato gastrointestinal humano antes de serem absorvidas. Para avaliar esta possível degradação, Isabel et al. (2004) realizaram testes simulando as condições do estômago e do intestino e aplicando variáveis de MCs-LR (leucina-arginina), MC-RR

(arginina-arginina), MC-YR (isoleucina-arginina). As MC-RR foram as mais afetadas por ações enzimáticas do estômago, sendo 69% inativadas nesta região. A percentagem de degradação para MC- YR e MC- LR foi em torno de 30%. No entanto, nenhuma cianotoxina foi degradada por digestão intestinal.

Neste sentido, há a hipótese de que as cianobactérias podem colonizar o intestino humano com implicações relevantes para a saúde, mesmo que por um período curto, cianobactérias produtoras de cianotoxinas no lúmen intestinal do hospedeiro poderia representar uma fonte "interna" de exposição à cianotoxina (STEFANELLI et al., 2014).

Para investigar isso, Stefanelli et al. (2014) realizaram experimentos com microcosmo (4-18 dias), observando a resistência de *Microcystis aeruginosa* PCC7806 e a capacidade de produção de cianotoxinas no escuro, a 37 °C, e pH 2, e posterior recuperação em um meio rico, na escuridão, 37 °C, na presença de bactérias entéricas, que imita algumas características importantes do ambiente gastrointestinal. A taxa de sobrevivência de *M. aeruginosa* nestas condições variou entre 30% e 70%, logo esta espécie apresentou uma resistência significativa neste ambiente.

Outro fato importante é a suspeita de casos de câncer provocados pela exposição prolongada a cianotoxinas através da ingestão da água de consumo. Na China o consumo de água contaminada com cianotoxinas representa o terceiro fator de risco responsável pelos altos índices de câncer hepático no país, o qual possui um dos mais altos índices de carcinomas hepatocelular do mundo (UENO et al., 1996; CHORUS; BARTRAM, 1999).

Neste aspecto, um estudo recente realizado por Zhang et al. (2015) determinou a distribuição espacial de florações de cianobactérias nos Estados Unidos, utilizando o sensoriamento remoto, e sua relação com os casos de doenças hepáticas não alcoólicas ocorridas no país, entre os anos de 1999 e 2010. Os autores concluíram que há uma associação estatisticamente significativa entre florações de cianobactérias e doença hepática não-alcoólica nos Estados Unidos, reforçando a hipótese de que as florações de cianobactérias constituem um fator de risco potencial para doenças hepáticas.

c- Exposição intravenosa (hemodiálise): O exemplo confirmado de intoxicação por cianotoxina mais conhecido no mundo ocorreu por exposição intravenosa. Em Caruaru, Pernambuco (em fevereiro de 1996) 117 pacientes renais crônicos passaram a apresentar distúrbios visuais, náusea, vômito, fraqueza muscular e hepatomegalia, após serem submetidos a seções de hemodiálise, a qual se processou com água contaminada com florações de cianobactérias. Destes, 100 desenvolveram falência hepática aguda e 76

faleceram. Análises do soro e do fígado dos pacientes indicaram a presença de microcistinas e todo o quadro fisiopatológico foi compatível com o observado para intoxicação por estas toxinas (CARMICHAEL et al., 2001; AZEVEDO et al., 2002).

d- Exposição ocupacional: existem poucos dados publicados sobre a exposição ocupacional a cianotoxinas. Entretanto, pode-se estimar um cenário a partir da compreensão das diferentes atividades que podem ser exercidas nas proximidades de corpos d'água que apresentam florações de cianobactérias: atividades de pesca, manejo de aquicultura, captação de água de superfície, manejo de embarcações ou qualquer outra atividade que propicie a ingestão e/ou inalação ou contato dérmico com células de cianobactérias tóxicas. Por exemplo, por aspersão convencional de água de irrigação utilizada em lavouras, as quais se utilizam mananciais contaminados por cianotoxinas. Através de aerossóis produzidos no arrefecimento utilizado para perfuração de mina. Na colheita e processamento de produtos a base de cianobactérias (como os suplementos dietéticos) (IARC, 2010) e na manipulação regular de culturas de cianobactérias para estudos experimentais.

e- Exposição através de suplementos dietéticos de cianobactérias: alguns gêneros de cianobactérias são utilizadas como suplementos dietéticos devido seu alto teor protéico. Entretanto, há uma crescente preocupação quanto a toxicidade destes organismos. Há relatos de consumidores com efeitos adversos à saúde, após o consumo desses produtos.

Heussner et al. (2012) determinaram a contaminação de toxina e a citotoxicidade *in vitro* de algas e cianobactérias em suplementos alimentares comercializados na Alemanha a base de *Aphanizomenon flos-aquae*, *Spirulina* e *Chlorella* ou suas misturas, sendo analisadas as MCs, NODs, STXs, ATX-a e CYNs. Apenas os suplementos à base de *Aphanizomenon flos-aquae* foram positivos para MCs, bem como a presença de genes específicos relacionados à produção de MCs, tais como *mcyE*.

Na mesma linha de pesquisa, Vichi et al. (2012) encontraram altas concentrações de MCs em produtos dietéticos comercializados na Itália feitos com *Aphanizomenon flos-aquae*, logo o consumo desses produtos configura riscos a saúde e devem ser rigorosamente avaliados antes de serem comercializados.

f- Consumo de peixes e mariscos contaminados com cianotoxinas: há muitos estudos que falam sobre os efeitos das cianotoxinas sobre peixes, quer seja no sistema nervoso (GUZMÁN-GUILLÉN et al., 2015) ou nas suas células imunológicas (SIEROSLAWSKA;

RYMUSZKA; ADASZEK, 2015). Wood et al. (2014) avaliaram as toxinas presentes em peixes de diferentes hábitos alimentares e mariscos no intuito de entender o fluxo de cianotoxina na cadeia alimentar. Os peixes herbívoros apresentaram maiores concentrações de MCs no fígado e tecido, seguido pelos peixes detritívoros bentônicos e predadores. Entre os filtradores os moluscos apresentaram baixas concentrações de cianotoxinas, por que diminuía o consumo de algas no pico de floração, enquanto que de os caranguejos azuis exibiram altos níveis desta toxina em músculos e vísceras.

Embora não se tenha notícias de intoxicação humana por cianotoxinas pelo consumo de peixes e mariscos, os riscos existem uma vez que mamíferos marinhos (lontras) morreram ao consumir mariscos com elevadas concentrações de MCs. Isto significa que os seres humanos estão expostos a biomagnificação destas toxinas ao consumirem estes invertebrados (MILLER et al., 2010).

4.2.4 Cianobactérias e a legislação brasileira

No Brasil, existem dois instrumentos legais que tratam sobre a qualidade das águas superficiais utilizando como parâmetro a densidade das cianobactérias e a presença de cianotoxinas: a Resolução CONAMA Nº 357/2005 e a Portaria do Ministério da Saúde Nº 2.914/2011.

A Resolução CONAMA nº 357/2005 dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. No que concerne à qualidade das águas superficiais destinadas para diferentes fins, incluindo o abastecimento humano, têm-se três valores máximos para a densidade de cianobactérias, sendo todos para águas doces, cuja salinidade é igual ou inferior a 0,5 ‰. O quadro 1 mostra os valores de densidade máxima de cianobactérias que podem ser encontrados nas diferentes classes de águas doces do Brasil.

Quadro 1. Qualidade da água doce referente ao parâmetro cianobactéria segundo a Resolução CONAMA 357/2000.

Classes	Características das classes	Densidade de cianobactérias
1	São águas destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho; à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; e à proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.	20.000 cel.mL ⁻¹ ou 2 mm ³ .mL ⁻¹
2	São águas destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho; à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e à aquicultura e à atividade de pesca.	50.000 cel.mL ⁻¹ ou 5 mm ³ .mL ⁻¹
3	São águas destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; à pesca amadora; à recreação de contato secundário; e à dessedentação de animais.	100.000 cel. mL ⁻¹ ou 10 mm ³ .mL ⁻¹ Exceto para a dessedentação de animais que se utiliza o valor máximo da classe 2.

A Portaria do Ministério da Saúde nº 2.914/2011 dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. As cianobactérias são avaliadas conforme critério quantitativo (densidade em células por mililitros), qualitativo (identificação dos gêneros) e a presença de cianotoxinas.

Logo, para as cianobactérias deve-se coletar e analisar amostras provenientes do ponto de captação de água bruta para a Estação de Tratamento da Água- ETA, sendo os valores e a periodicidade expressas no quadro 2. Inicialmente a periodicidade da coleta é mensal, sendo analisada a densidade e a presença de diferentes gêneros de cianobactérias. O monitoramento permanece mensal caso a densidade seja igual ou inferior a 10.000 cel.mL⁻¹, sendo subsidiado pela análise semanal de clorofila- *a*. A clorofila é uma medida indireta do aumento da densidade de microalgas do fitoplâncton, incluindo cianobactérias. Desta forma, se a clorofila apresentar concentrações duplicadas em duas semanas consecutivas se faz necessário rever a periodicidade de coleta de cianobactérias em menor tempo, coleta semanal, por exemplo, para averiguar se o aumento desta clorofila se deve ao aumento de cianobactérias.

O monitoramento passa a ser semanal diante da condição acima descrita ou se o número de células for maior que $10.000 \text{ cel.mL}^{-1}$ e menor que $20.000 \text{ cel.mL}^{-1}$ (Quadro 2).

Quadro 2. Frequência de amostragens para as cianobactérias em mananciais superficiais de abastecimento de água.

Cianobactérias	Valores Máximos Permitidos-VMP	Periodicidade da coleta
Densidade	$\leq 10.000 \text{ cel.mL}^{-1}$	Mensal
	$> 10.000 \text{ cel.mL}^{-1}$	Semanal
	$\geq 20.000 \text{ cel.mL}^{-1}$	semanal para cianotoxinas

Fonte: Portaria Ministério da Saúde nº 2914/2011 (BRASIL, 2011).

No caso em que o número de células seja igual ou maior que $20.000 \text{ cel.mL}^{-1}$ se faz necessária a análise semanal de cianotoxinas em dois pontos: na captação de água bruta para a estação de tratamento de água e na saída da água tratada. Na situação em que os valores estejam abaixo dos valores máximos permitidos para as cianotoxinas o monitoramento deve ocorrer somente no ponto de captação de água bruta.

As cianotoxinas que devem ser avaliadas são Microcistina, Saxitoxina, Cilindrospermopsina e Anatoxina-a (s) (Quadro 3). Entretanto, as análises destas duas últimas se fazem necessárias somente quando forem identificados gêneros potencialmente produtores destas cianotoxinas. Para a cilindrospermopsina os gêneros produtores são: *Cylindrospermopsis*, *Umezakia*, *Aphanizomenon*. Por outro lado, o gênero *Anabaena* (atualmente *Dolichospermum*) é potencialmente produtor de Anatoxina-a (s). É importante mencionar que as concentrações de cianotoxinas devem representar as contribuições da fração intracelular e da fração extracelular na amostra analisada.

Quadro 3. Padrão de cianotoxinas para água de consumo humano.

Cianotoxinas	Valores Máximos Permitidos- VMP
Microcistina	$1.0 \mu\text{g.L}^{-1}$
Saxitoxina	$3.0 \mu\text{g.L}^{-1}$
Cilindrospermopsina	$1.0 \mu\text{g.L}^{-1}$
Anatoxina-a (s)	Qualquer valor em $\mu\text{g.L}^{-1}$

Fonte: Portaria Ministério da Saúde nº 2914/2011 (BRASIL, 2011).

O controle do padrão de potabilidade da água para consumo é exercido pelos responsáveis pelo sistema de abastecimento. As secretarias municipais e estaduais de saúde em conjunto com o Ministério da Saúde promovem e acompanham a vigilância da qualidade, estabelecem diretrizes de qualidade da água e fornecem o suporte em algumas análises e capacitação de laboratórios.

No âmbito do Ministério da Saúde (MS), a Secretaria de Vigilância em Saúde (SVS/MS) promove a vigilância da qualidade da água a partir do SISAGUA (Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para consumo Humano) que recebe informações das autoridades de saúde pública sobre o monitoramento de cianobactérias e cianotoxinas, o qual é fornecido pelos responsáveis pelo sistema de abastecimento de água.

Neste sentido, segundo os dados do SISAGUA (BRASIL, 2014) dos 3.220 municípios que são abastecidos por mananciais superficiais e/ou mistos (superficial e subterrâneo), somente 1.222 realizaram o monitoramento de cianobactérias em 2012 (Figura 9).

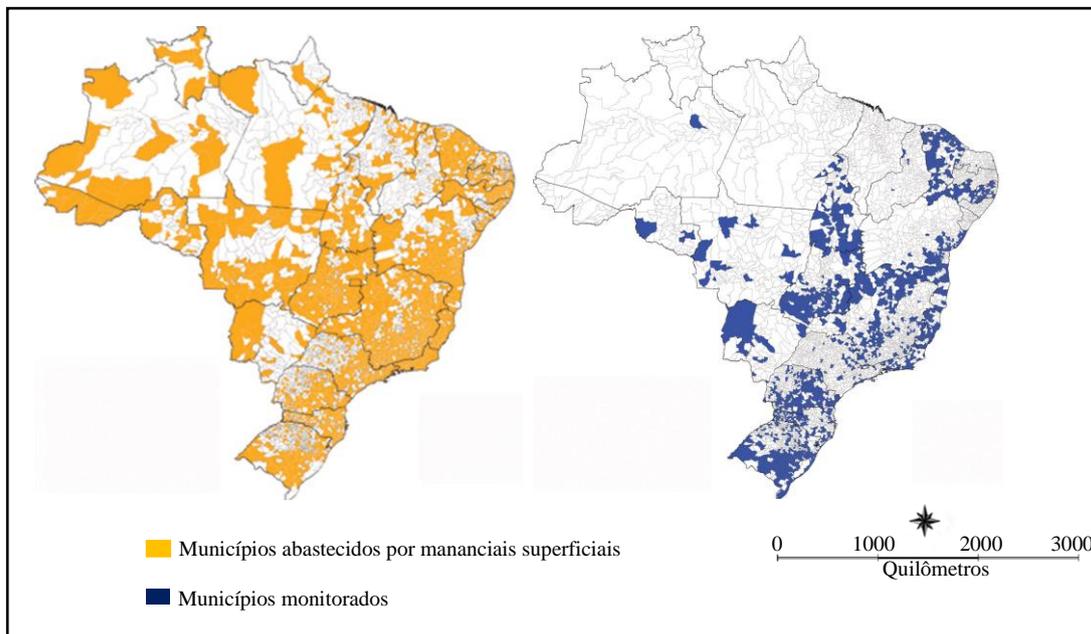


Figura 9. Distribuição espacial dos municípios que utilizam mananciais superficiais para o abastecimento de água para consumo humano e distribuição espacial dos municípios que realizaram o monitoramento de cianobactérias no Brasil, 2012. Fonte: Brasil (2014), adaptado.

Observa-se que o maior número de municípios que realizam o monitoramento de cianobactérias em seus mananciais de abastecimento é proveniente das regiões Sul, Sudeste e Centro Oeste, sendo a Região Norte a mais deficiente neste monitoramento (BRASIL, 2014).

Diante do exposto, embora o monitoramento e a manutenção da qualidade da água sejam de responsabilidade dos prestadores de serviço de abastecimento, sempre que forem identificadas situações de risco à saúde, o responsável pelo sistema de abastecimento de água e as autoridades de saúde pública devem, em conjunto, elaborar um plano de ação e tomar as medidas cabíveis, incluindo a eficaz comunicação à população, sem prejuízo das providências imediatas para a correção da anormalidade (BRASIL, 2011).

4.3 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A Região Metropolitana de Belém-RMB localiza-se na zona Guajarina, compreendendo uma área de aproximadamente 2.930,981 km² e uma população de 2.275,032 habitantes (IBGE, 2010), sendo Belém e Ananindeua municípios contíguos, mais urbanizados, com elevada densidade populacional e com um histórico de ocupação humana recente muito semelhante no que tangem às características fundiárias e sócio-ambientais (Figura 10). Os lagos encontram-se inseridos no Parque Ambiental do Utinga-PEUT, o qual possui uma extensão de 1.393,088 hectares localizada entre as coordenadas geográficas 01°27'21" S-latitude e 48°30'15" W-Gr. Longitude. No entorno desta bacia encontram-se os bairros Castanheira e Guanabara (ao Norte), Água Lindas (Nordeste), Souza (Noroeste-Oeste), Aurá (Leste) e Curió-Utinga (Sudeste).

Nestes municípios mais de 1 milhão de pessoas são abastecidas pelas águas superficiais dos reservatórios Bolonha e Água Preta, correspondendo 75 % da população da RMB (ANA, 2010).

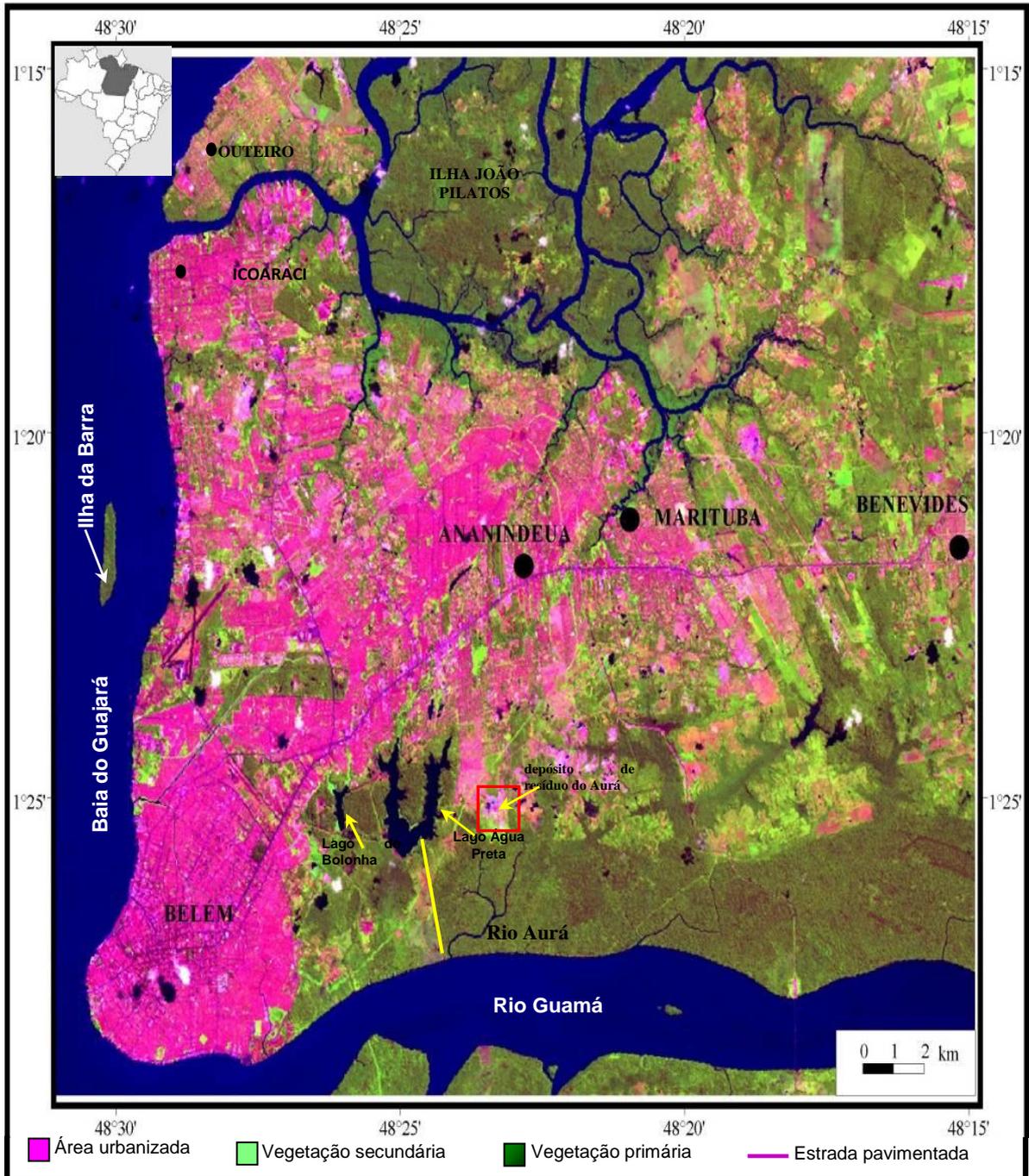


Figura 10. Área de estudo: reservatórios Bolonha e Água Preta (Belém- Pará-Brasil).

4.3.1 Clima

O clima de Belém e Ananindeua é equatorial quente e úmido, mais próximo do Af1 de Köppen, com baixas amplitudes térmicas e distintas variações mensais dos seguintes fatores climáticos: umidade relativa do ar, precipitação pluviométrica, velocidade média e direção dos ventos, sendo os meses de fevereiro, março e abril menos quentes, mais úmidos, mais chuvosos e com ventos fracos soprando predominantemente na direção Norte-Nordeste-NNE e Leste-E. De forma oposta, os meses de setembro, outubro e novembro são menos chuvosos, mais quentes, menos úmidos e com ventos fortes com predominância da direção Nordeste-NE.

A caracterização climática foi baseada nos dados dos últimos 15 anos (2000-2014) fornecidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia- INMET (2015).

Neste período, as temperaturas oscilaram entre 31,5 °C (2007) a 33,1 °C (2005) (Figura 11A). Os meses menos quentes foram fevereiro (média de 31 °C), março (média de 31,3 °C) e abril (média de 31,6 °C), enquanto que os meses mais quentes foram setembro (média de 33,3 °C), outubro (média de 33,2 °C) e novembro (média de 33,4 °C) (Figura 11B).

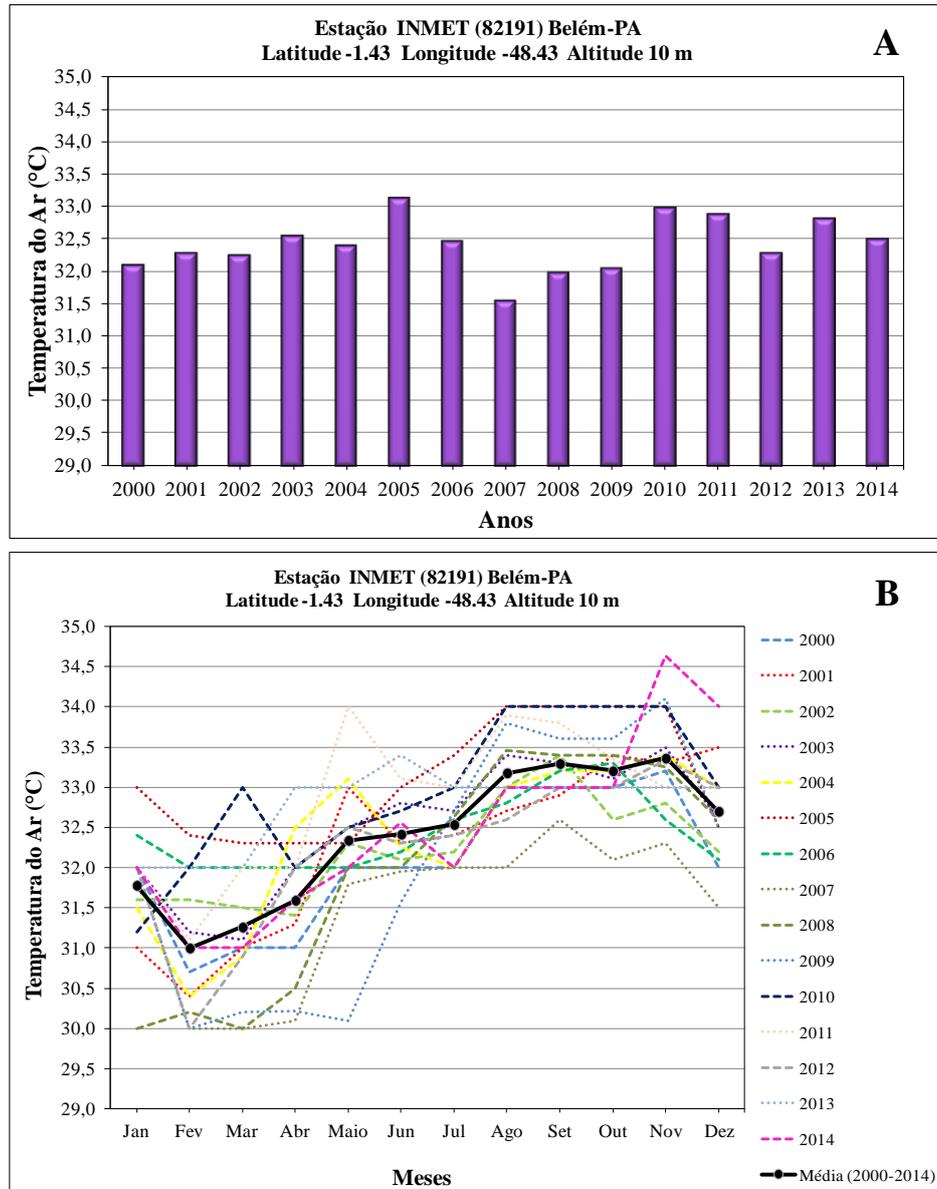


Figura 11. Temperatura do Ar (°C) da RMB, dados da estação meteorológica localizada no limite entre os municípios de Belém e Ananindeua (Estado do Pará, Brasil): A- Variação Anual histórica; e B- Variação e Média Mensais históricas. Fonte: Dados da Rede do INMET (2015).

A média anual da umidade relativa do ar ficou sempre acima de 80 %, oscilando entre 82 % (2005 e 2006) a 86 % (2000) (Figura 12A). Entre os meses de setembro, outubro e novembro, a umidade média fica em torno de 78 % e nos meses de fevereiro, março e abril fica próxima de 89,5 % (Figura 12B).

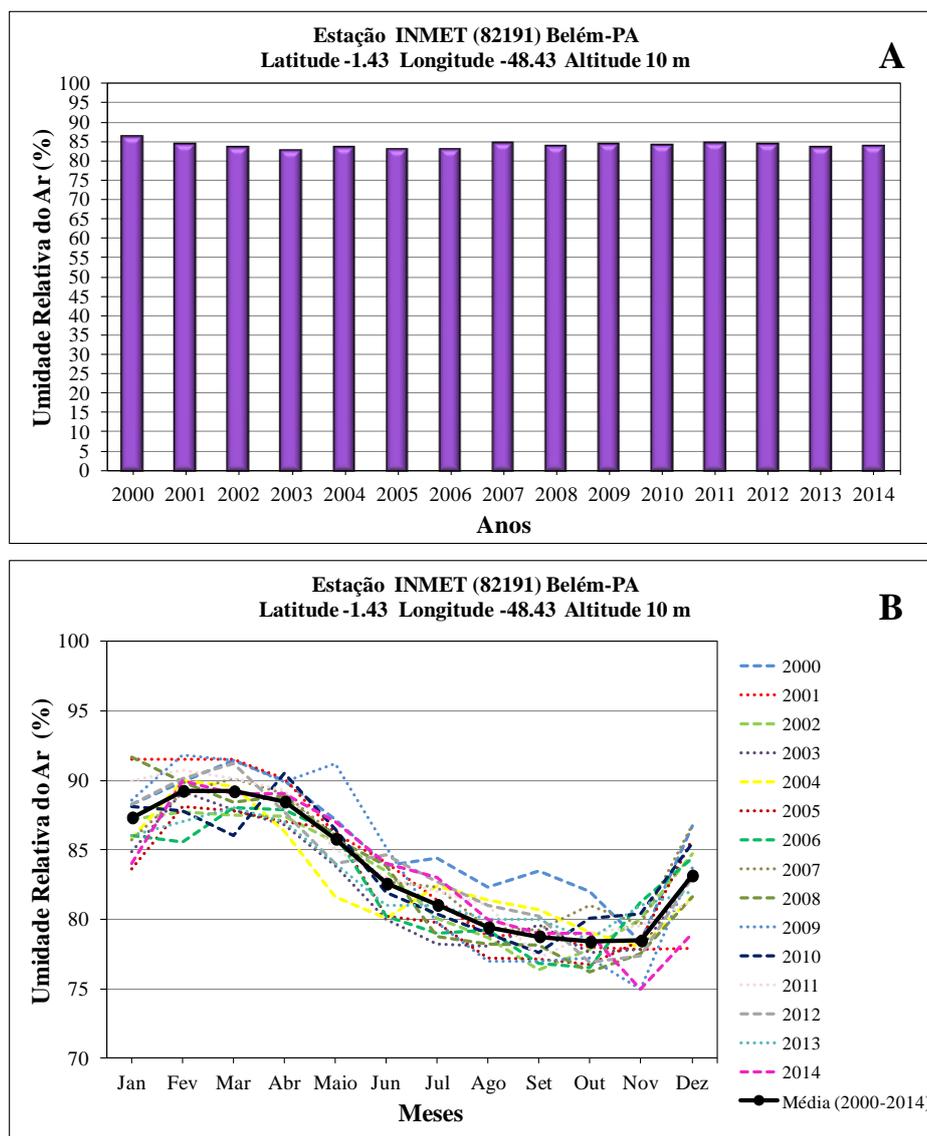


Figura 12. Umidade Relativa do Ar (%) da RMB, dados da estação meteorológica localizada no limite entre os municípios de Belém e Ananindeua (Estado do Pará, Brasil): A- Variação Anual histórica; e B- Variação e Média Mensais históricas. Fonte: Dados da Rede do INMET (2015).

O volume de chuvas variou de 2769,4 mm (2003) a 3775,6 mm (2013). A média anual oscilou entre 2307,0 mm (2003) a 3146,0 mm (2013) (Figura 13A).

O período mais chuvoso é de dezembro a maio, sendo o menos chuvoso (período seco) de junho a novembro. O trimestre mais chuvoso é fevereiro, março e abril, com precipitação média de 415,0 mm, 499,3 mm e 473,0 mm, respectivamente, e o trimestre menos chuvoso é setembro, outubro e novembro, respectivamente com 133,5 mm, 135,7 mm e 127,1 mm de precipitação média. O mês de junho se mostra como o mês de transição entre os períodos chuvoso e seco com precipitação média de 224,2 mm, enquanto que o mês de dezembro se

apresenta como transição entre os períodos seco e chuvoso, com precipitação média de 291,6 mm (Figura 13B).

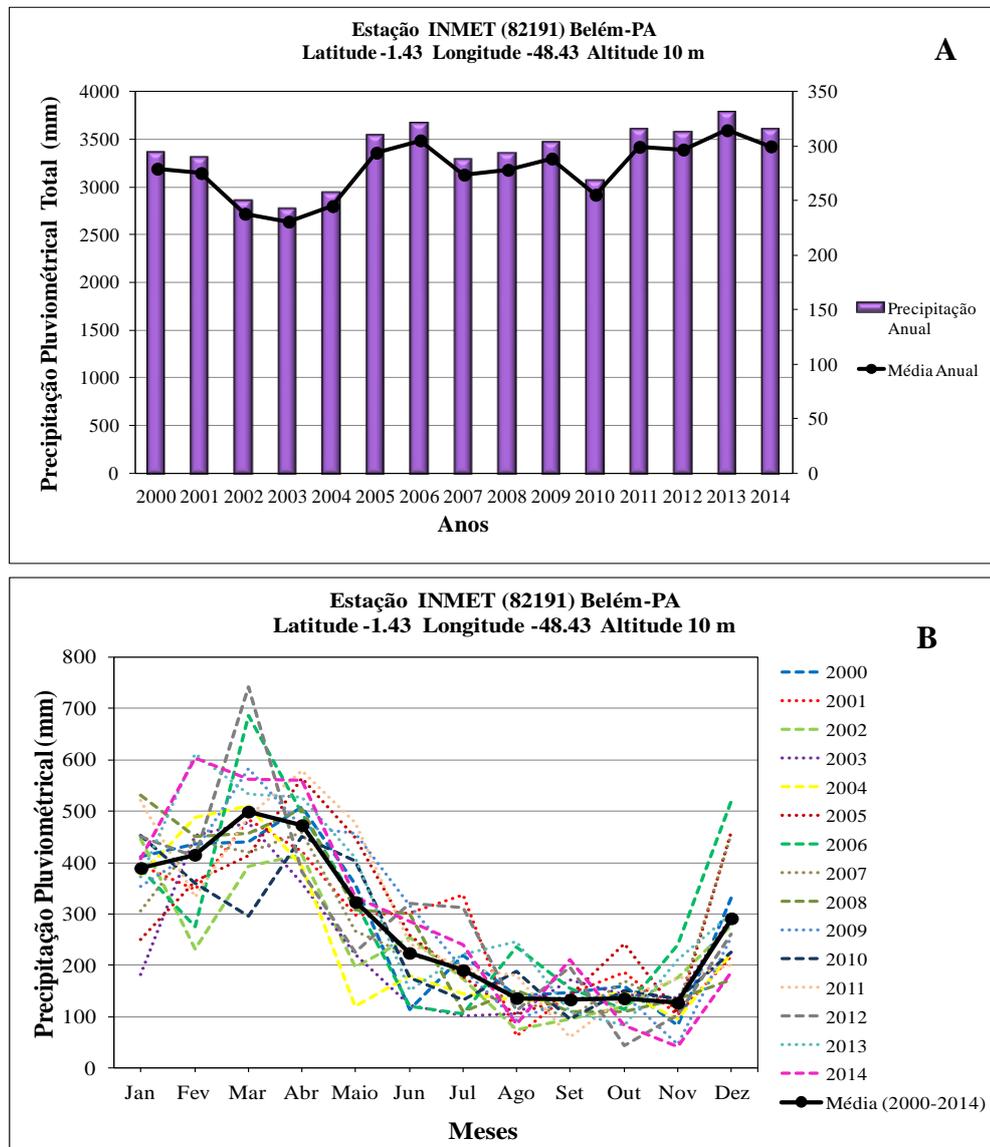


Figura 13. Precipitação Pluviométrica (mm) da RMB, dados da estação meteorológica localizada no limite entre os municípios de Belém e Ananindeua (Estado do Pará, Brasil): A- Variação e Médias anuais históricas; e B- Variação e Média Mensais históricas. Fonte: Dados da Rede do INMET (2015).

Os ventos são fatores importantes na determinação das condições climáticas da região. Os dados do INMET indicam que a velocidade média anual dos ventos variou de 4,0 Km/h (2011) a 6,7 km/h em 2003 (Figura 14A), sendo mais fracos nos meses de fevereiro, março e abril com velocidade média próxima a 4,3 km/h, e mais fortes no trimestre de setembro, outubro e novembro com média mensal de 6,7 km/h (Figura 14B).

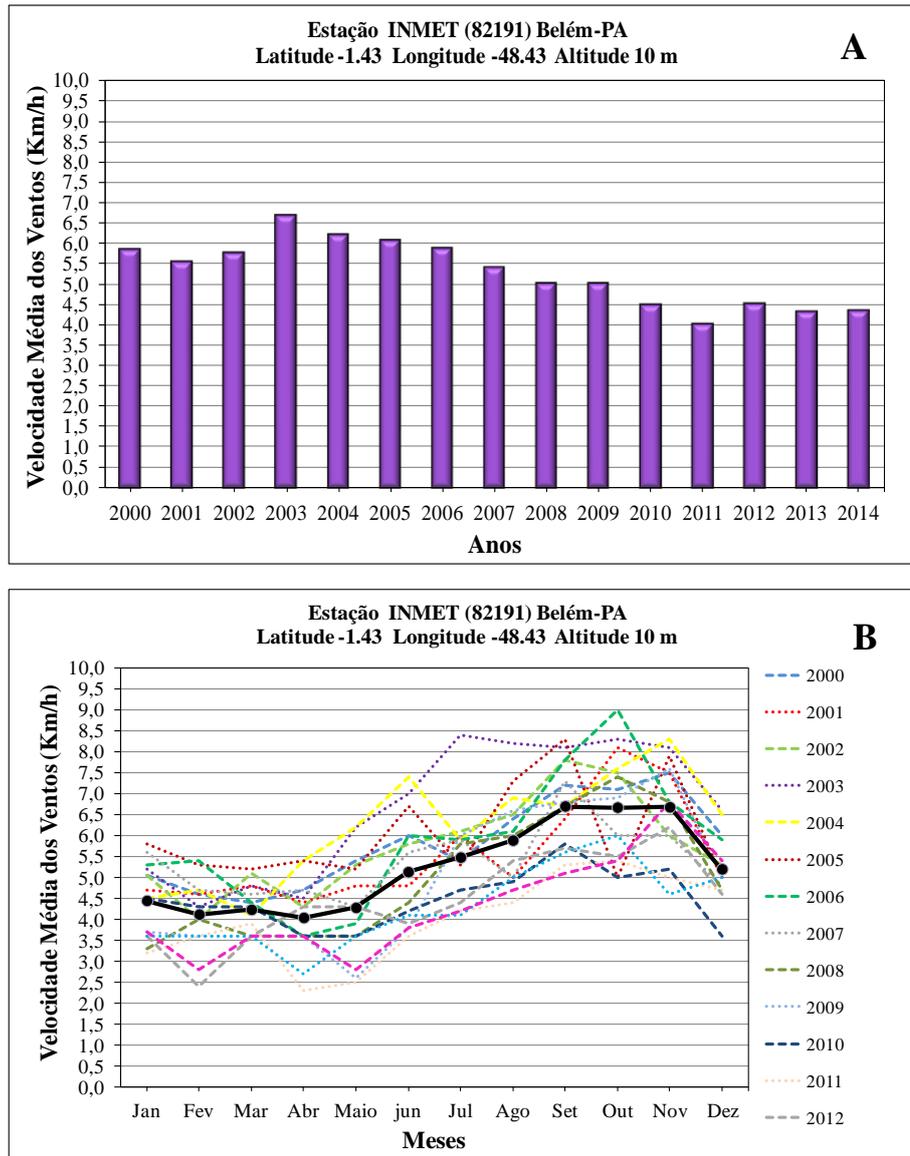


Figura 14. Velocidade Média dos Ventos (Km/h) da RMB, dados da estação meteorológica localizada no limite entre os municípios de Belém e Ananindeua (Estado do Pará, Brasil): A- Variação anual histórica; e B- Variação e Média Mensais históricas. Fonte: Dados da Rede do INMET (2015).

De forma geral, os anos e meses apresentam o predomínio dos ventos de Leste- E (50%) e Nordeste-NE (25%) (Figura 15A), entretanto, os ventos de Norte-Nordeste-NNE predominam em fevereiro e abril, enquanto que os ventos de direção Nordeste-NE predominam nos meses de outubro e novembro (Figura 15B).

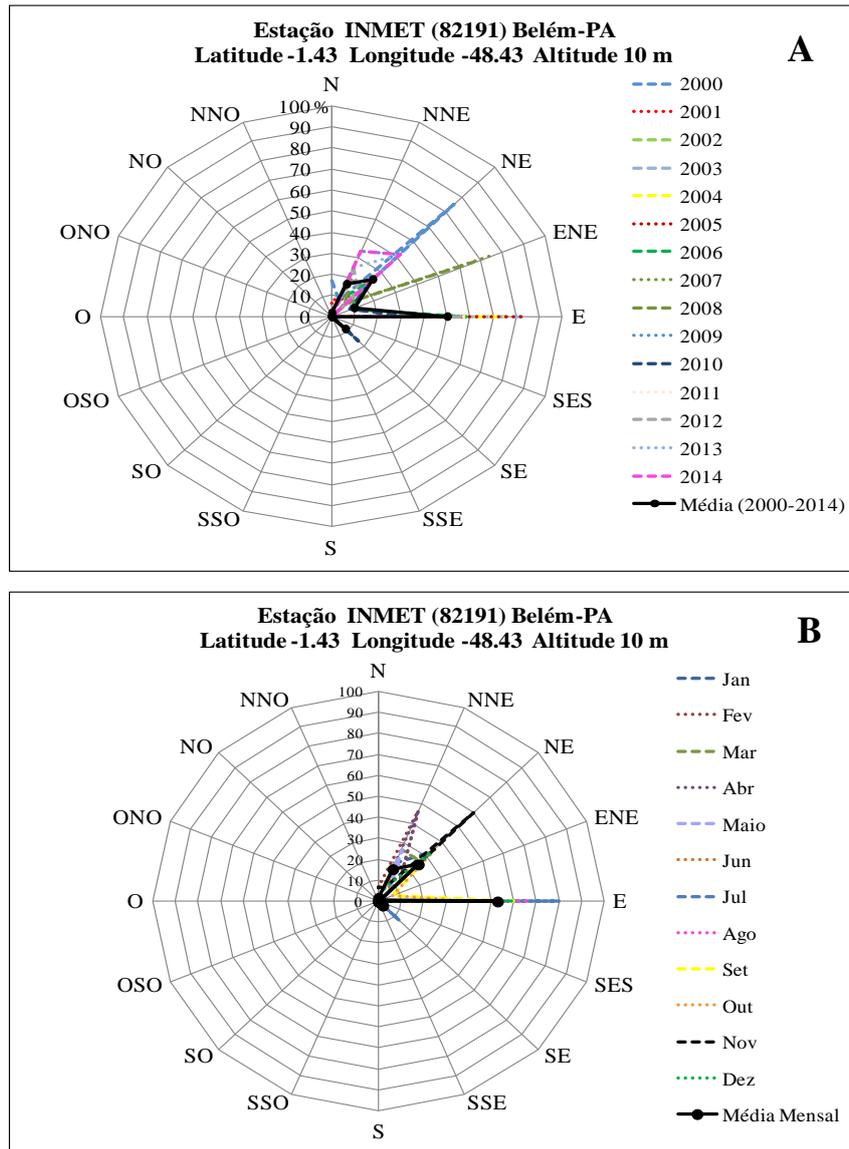


Figura 15. Direção dos Ventos (%) da RMB, dados da estação meteorológica localizada no limite entre os municípios de Belém e Ananindeua (Estado do Pará, Brasil): A- Variação e Médias anuais históricas; e B- Variação e Média Mensais históricas. Fonte: Dados da Rede do INMET (2015).

4.3.2 Geomorfologia

Na área de estudo se identifica baixos platôs amazônicos (Terra firme) denominado de Planalto Rebaixado da Amazônia e Planícies Fluviais sujeitas à inundação (várzea e igapó) (SARAIVA, 2012). Alguns elementos participam da estrutura morfológica da região dos baixos platôs: a- plataformas intermediárias, que correspondem ao nível altimétrico de 10 a 15 m do patamar terciário, representando os rebordos das cabeceiras dos cursos de água; b) níveis de terraços escalonados em altitudes inferiores com cotas variando de 5 a 10 m- baixos

patamares; c) baixadas inundáveis correspondentes ao 4º nível geral do terraceamento, apresentam-se esculpidas sobre terrenos recentes, em sedimentos do Quaternário.

Belém apresenta topografia pouco variável e baixa, atingindo 25 m na ilha de Mosqueiro, ponto de altitude máxima, a 4 m na maioria da cidade, sofrendo influência das marés altas e tendo dificuldade no escoamento das águas da chuva. Em Ananindeua o relevo é relativamente uniforme, com pouquíssimas oscilações altimétricas, sendo sua cota média em torno de 16 metros (IDESP, 2014a).

4.3.3 Geologia

O Parque Estadual do Utinga e região de entorno apresentam três feições geológicas: a) Aluviões Holocênicos; b) Cobertura Detrito-Laterítica Pleistocênica; e c) Formação Barreiras (SARAIVA, 2012). No interior do parque predomina a Cobertura Detrito-Laterítica Pleistocênica com uma área de 1.335 hectares (95,7%), seguida pela Formação Barreiras com 55 hectares (4,0%) e Aluviões Holocênicos com 4 hectares (0,3%). No entorno, aproximadamente 73,5% da área (1.583,46 hectares) apresentam Cobertura Detrito-Laterítica Pleistocênica e o restante, com área de aproximadamente 560 hectares, apresenta Aluviões Holocênicos e Formação Barreiras (IDESP, 2014b; PARÁ, 2014a).

4.3.4 Cobertura Vegetal

O Parque Estadual do Utinga apresenta nove classes de paisagem vegetal com o predomínio de floresta ombrófila densa, onde as classes vegetais predominantes são a floresta de terra firme (54,15%), a floresta inundável de igapó (6,78%), a floresta secundária (4,33%), a vegetação aquática (7,31%); a vegetação de igapó em regeneração (1,31%) e o fragmento florestal isolado (0,18%) (PARÁ, 2014).

4.3.5 Solo

No Parque Estadual do Utinga, onde estão inseridos o reservatório, predomina o latossolo amarelo, que ocupa 82,4% (1.149 hectares) da área. O restante da área (17,6%) do parque corresponde aos lagos Bolonha e Água Preta. Portanto, 100% da superfície terrestre da Unidade de Conservação é latossolo amarelo. A fertilidade natural do latossolo amarelo é baixa ou muito baixa, com altas concentrações de alumínio (Al) e óxidos de ferro. O solo do tipo gleissolo encontrado no entorno do parque apresenta componente distrófico típico argiloso e muito argiloso com ocorrência em terrenos planos (PARÁ, 2013).

4.3.6 Hidrologia e hidrodinâmica dos lagos

Os reservatórios Bolonha e Água Preta pertencem a bacia hidrográfica do Murucutu, a qual possui área de 27,40 km², composta por 32 canais de drenagem e cerca de 21 nascentes, das quais 18 estão inseridas em regiões urbanizadas (BAHIA; FENZL; MORALES, 2008; SANTOS et al., 2016).

Os serviços de abastecimento prestados por esses lagos têm a seguinte estrutura: as águas do Rio Guamá são captadas por adução para o Lago Água Preta, o qual também recebe águas de suas nascentes naturais, passando para o Lago Bolonha através de um canal (canal YUNA) que percorre cerca de 2 km na floresta do Parque, escoando água por diferença de gravidade. As águas naturais do Lago Bolonha somadas às águas do Lago Água Preta são captadas para a Estação de Tratamento de Água-ETA Bolonha e para a ETA São Braz da Companhia de Saneamento do Estado do Pará- COSANPA (Figura 16).

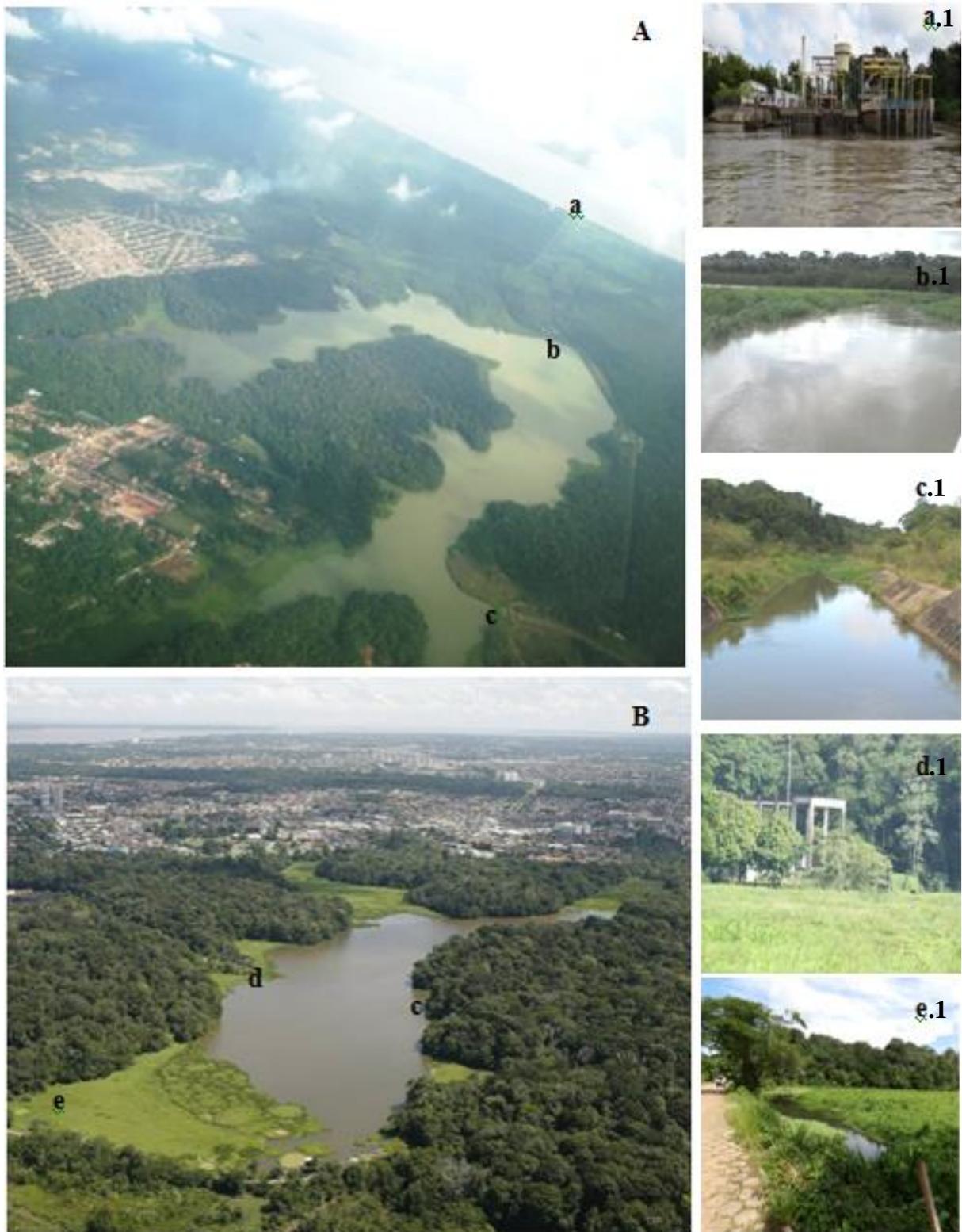


Figura 16. Fotos aéreas dos Mananciais do Utinga, RMB, localizado no limite entre os municípios de Belém e Ananindeua (Estado do Pará, Brasil). A- Lago Água Preta; B- Lago Bolonha; a- localização da ETA Guamá; a.1- detalhe da plataforma da ETA Guamá; b- localização da entrada das águas do Rio Guamá; b.1- detalhe do canal de entrada das águas do Rio Guamá no lago Água Preta c- entrada do Canal YUNA; c.1- detalhe do canal YUNA; d- localização da ETA Bolonha; d.1- plataforma da ETA Bolonha; e- localização da ETA São Braz; e.1- detalhe da ETA São Braz. Fonte: Trindade, 2011 (Foto A) e Forte, 2014 (Foto B). Fotos do Autor (a.1, b.1, c.1, d.1, e.1).

O Lago Água Preta é o maior manancial de abastecimento de água da Região Metropolitana de Belém (Figura 16A). Possui uma área de 3.116.868 m², um volume estimado em 9.905.000 m³ e 8,5 m de profundidade máxima, sendo drenado pelo Rio Aurá e parte do Igarapé Tucunduba e Uriboquinha, sub-bacias do Igarapé Murucutu e subsolo do Lago Água Preta.

Após a ampliação, em 1973, o lago passou a receber as águas do Rio Guamá através do sistema de bombeamento de água implantado pela Companhia de Saneamento do Pará-COSANPA (BAHIA, 2003). O Rio Guamá enquadra-se na classificação de rios de águas brancas devido sua pouca transparência e grande quantidade de material em suspensão (SIOLI, 1950).

Estas características são observadas no Lago Água Preta, sobretudo no ponto de entrada das águas do Rio Guamá. Entretanto, em muitos pontos do lago as águas são límpidas e esverdeadas, permitindo ser classificadas como Mesotrófica (VIEIRA et al., 2005), isto é, lago com eutrofização em estágio intermediário (TUNDISI, 2005).

A vegetação do entorno do lago é tipicamente de matas de galeria representada principalmente por aningas- *Montrichardia linifera*. (Arr.) Schott- e miritizeiros, *Mauritia flexuosa* L., entre outras palmeiras nativas. A vegetação sobrenadante é constituída por macrófitas aquáticas sendo predominantes os aguapés, *Eichornia crassipes* (Mart.) Solms, os alfaces-d'água, *Pistia stratiotes* L., as orelhas de rato, *Salvinia* spp. e *Fuirena* spp. Podemos encontrar, ainda, em regiões mais rasas de águas límpidas e próximas às margens os trevos-de-quatro folhas, *Marsilea quadrifolia* L. entre outras.

O modelo hidrodinâmico desenvolvido por Holanda et al. (2011) para o Água Preta mostra a profundidade, a velocidade e dinâmica temporal de sedimentação do lago influenciadas, principalmente, pelas águas do Rio Guamá captadas para o manancial (Figura 17).

Neste estudo, a profundidade máxima foi encontrada na porção Sul do lago com 4,40 m. A Nordeste e Noroeste as profundidades variaram de 2,4 a 3,8 m. As menores profundidades estão próximas a adução do Rio Guamá com 0,80 a 1,60 m, sendo associadas à deposição de partículas pesadas provenientes do Rio Guamá ricas em sedimento.

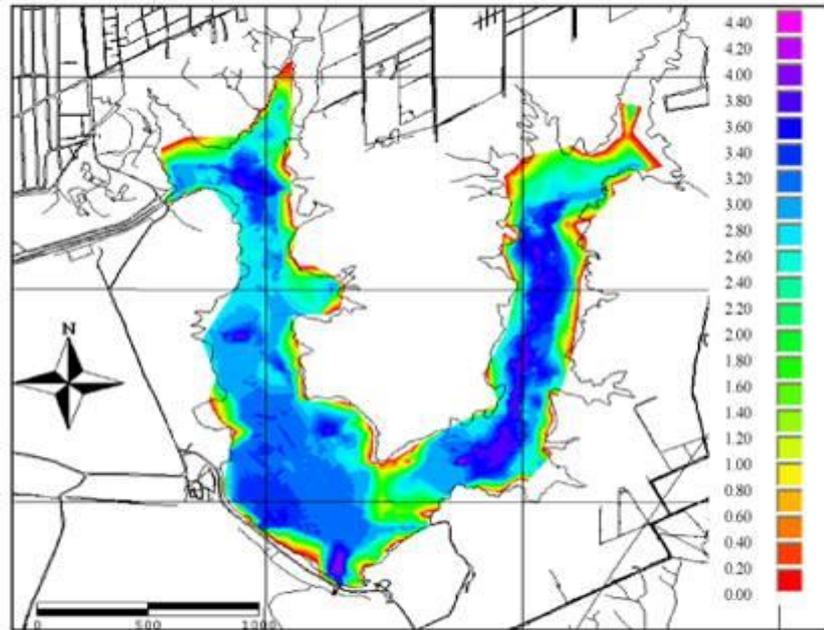


Figura 17. Modelo de profundidade construído a partir de dados batimétricos (1975 e 2009) do Lago Água Preta, RMB (Estado do Pará, Brasil). Fonte: HOLANDA et al. (2011).

Grande parte do lago apresenta velocidade perto de zero. Entre a adução do Rio Guamá e o canal de conexão com o Lago Bolonha, a velocidade chegou a 0,33 m/s. No ponto de adução também foi identificado um desvio do fluxo devido a uma região de profundidades inferiores. Nota-se também uma zona de recirculação na porção central do lago (Figura 18).

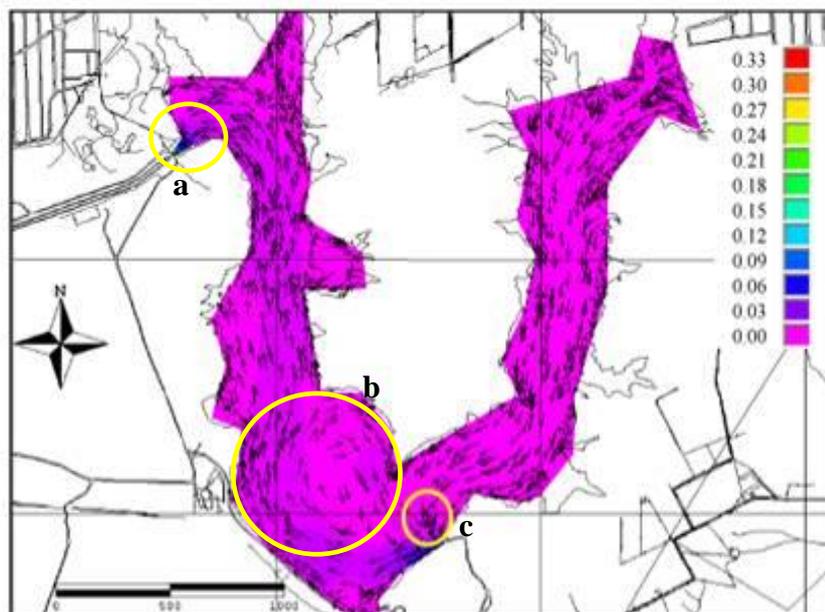


Figura 18. Modelo de velocidade do Lago Água Preta, RMB (Estado do Pará, Brasil). As áreas circadas possuem maior velocidade: a- próximo ao canal de ligação entre os lagos Bolonha e Água Preta; b- zona de recirculação; c- entrada de água do Rio Guamá. Fonte: HOLANDA et al. (2011), com modificações.

A análise morfológica mostra duas zonas de sedimentação no lago, sendo uma na entrada do Rio Guamá causada, possivelmente, pela sedimentação de partículas pesadas, outra na área central causadas pela queda de partículas leves. Numa análise evolutiva, a taxa de sedimentação foi calculada em 23.065 e 29.681 m³/ano, sendo que em 34 anos, o lago assoreou 2 m (Figura 19).

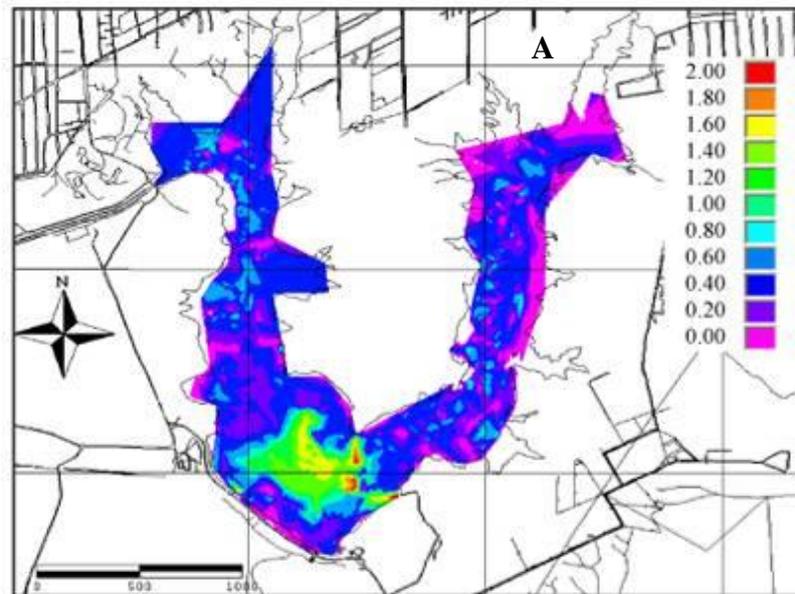


Figura 19. Modelo de elevação construído a partir de dados batimétricos (1975 e 2009) do Lago Água Preta, RMB, localizado no limite entre os municípios de Belém e Ananindeua (Estado do Pará, Brasil). Fonte: HOLANDA et al. (2011).

O Lago Bolonha apresenta uma forma alongada (Figura 16B), com 2.100 m³ de água acumulada, 512.540 m² de lâmina d'água, profundidade máxima em torno de 7,64 m e uma área total de 1.790.000 m². A vegetação típica do entorno do lago é caracterizada por vegetação de árvores de grande e médio porte característica da região amazônica, que colaboram para a preservação natural de suas águas (COSANPA, 2004).

Segundo o modelo hidrodinâmico de Lima et al. (2013) para o Lago Bolonha, baseado nos anos de 1983 e 2007, a profundidade do Lago Bolonha foi de 4,5 a 5,0 m e observou-se a presença de um canal de escoamento de água localizado entre o canal de conexão dos lagos Água Preta e Bolonha, a entrada para a ETA Bolonha e a entrada para a ETA São Braz e o canal Bolonha e São Braz (Figura 20).

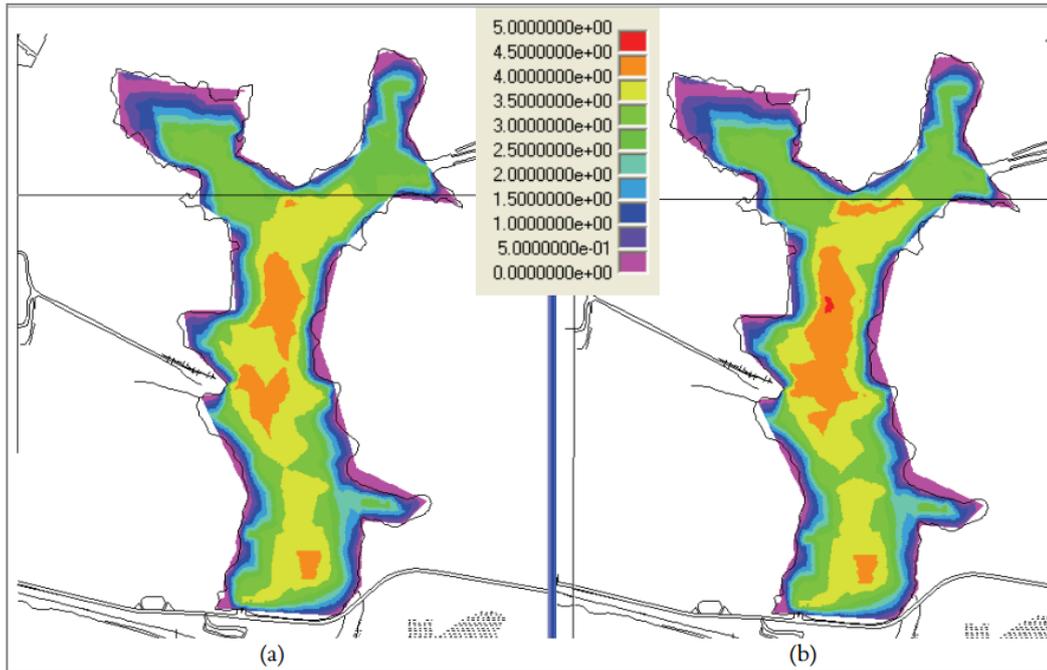


Figura 20. Modelo de elevação construído a partir de dados batimétricos de 1983 e 2007 do Lago Bolonha, RMB (Estado do Pará, Brasil). Fonte: Lima et al. (2013).

A formação deste canal também influenciou a velocidade no Lago Bolonha. Neste trajeto foram identificadas velocidades variando entre 1,8 e 9,0 cm/s (Figura 21).

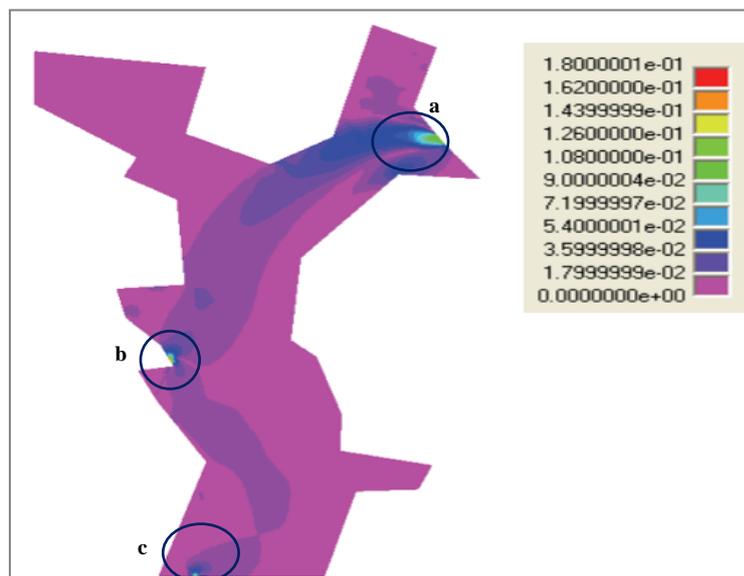


Figura 21. Modelo de velocidade construído a partir de dados batimétricos de 1983 e 2007 do Lago Bolonha, RMB (Estado do Pará, Brasil). As áreas circuladas possuem maior velocidade: a- próximo ao canal de ligação entre os lagos Bolonha e Água Preta; b- ETA Bolonha; c- ETA São Braz. Fonte: Lima et al. (2013), com modificações.

Os trabalhos de modelagem realizados no Lago Água Preta (HOLANDA et al., 2009; HOLANDA et al., 2010; HOLANDA et al., 2011) e no Lago Bolonha (LIMA et al., 2013) são importantes, pois desenham a dispersão de poluentes e sedimentos, transporte da fauna e flora aquática, bem como a formação de habitats de plantas. Para os estudos de cianobactérias a circulação de águas e as profundidades são importantes para compreender a dinâmica espacial, a diversidade e a estrutura desta comunidade nos lagos.

4.4 A PROBLEMÁTICA AMBIENTAL DOS MANANCIAIS DE ABASTECIMENTO PÚBLICO DA REGIÃO METROPOLITANA DE BELÉM: POTENCIAIS RISCOS DE FLORAÇÕES DE CIANOBACTÉRIAS?

A RMB compreende sete municípios: Belém, Ananindeua, Marituba, Benevides, Santa Bárbara do Pará, Castanhal e Santa Izabel do Pará, sendo os dois últimos, incorporados recentemente, apresentam menor densidade populacional e extensas zonas rurais. Os municípios mais densamente urbanizados possuem juntos 40 Bacias Hidrográficas Urbanas (PONTE; BRANDÃO, 2014) que drenam águas para o Rio Guamá, os Furos Maguari e das Marinhas e para as baías do Guajará, Marajó e Santo Antônio.

Belém, Ananindeua e Marituba são os municípios que apresentam bacias com semelhantes graus de vulnerabilidade. Em média, estas bacias possuem permeabilidade de 26% do território e declividades de 2,7%; as populações médias das 40 bacias se situam na faixa de 62,7 mil habitantes, variando entre de 30 mil habitantes à cerca 505 mil habitantes.

De modo geral, estas bacias estão inseridas no contexto sócio-econômico propício de degradação ambiental devido, sobretudo ao crescimento urbano desordenado, ao uso indiscriminado do solo, insuficiência dos serviços de saneamento básico, carência de políticas públicas adequadas à melhor gestão das bacias e a ausência de incentivo na participação popular sobre esta gestão.

O crescimento urbano na RMB é marcado pela posse das terras sem títulos de propriedade, ocupação desordenada e desacompanhada dos serviços de saneamento básico. A paisagem natural caracteriza-se pela diminuição da cobertura vegetal, baixas cotas topográficas com vários canais de drenagens urbanas, rios, igarapés, baía que cortam e/ou margeiam estes municípios, os quais tornam muitas áreas da RMB propensas a alagamentos.

Segundo Ponte e Brandão (2014), a RMB possui uma superfície alagável de 24 % do seu território (cerca de 182.000,00 ha). Neste contexto, segundo o IBGE (2013), a RMB

apresenta a maior proporção de população residente em aglomerados subnormais no Brasil, com 53,9 % do total da sua população (1.131.268 habitantes), sendo a maior concentração em Belém (66 %) (Figura 22).

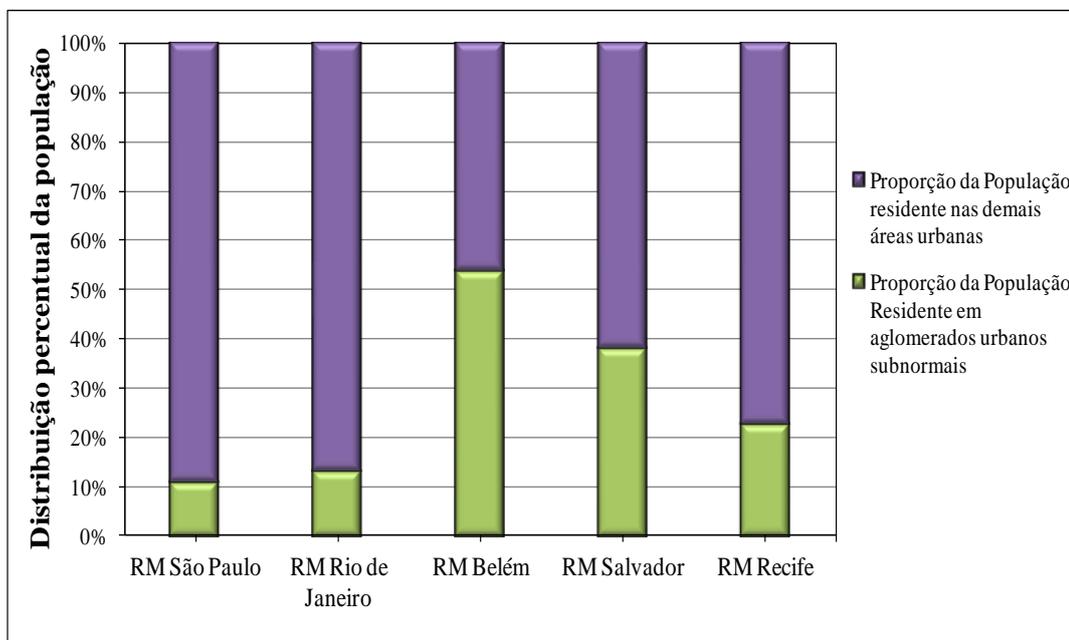


Figura 22. Regiões Metropolitanas com maiores percentuais de aglomerados subnormais do Brasil. Fonte: IBGE (2013)

Estes aglomerados apresentam mais de 10 mil domicílios em extensão contínuas, com padrão predominantes de áreas planas (99,6%), compostas por ruas (87%), baixa verticalização (96,8% de domicílios de 1 pavimento), irregularidade de lotes e vias e nenhum espaçamento entre os domicílios.

Uma observação importante que se faz sobre a localização dos aglomerados subnormais é que grande parte se encontra próximo dos principais canais de drenagens urbanas ou sobre córregos, igarapés e rios da RMB nas formas de estivas e palafitas. Logo, estes aglomerados se inserem nas porções ambientais mais vulneráveis das Bacias Hidrográficas.

Esta interação é evidenciada por Brandão e Ponte (2014), os quais sobrepõem os dados de hipsometria do Instituto de Desenvolvimento Econômico, Social e Ambiental do Pará- IDESP com as manchas de aglomerados subnormais do IBGE (2013) e as delimitações das bacias hidrográficas de Ponte e Brandão (2014) (Figura 23).

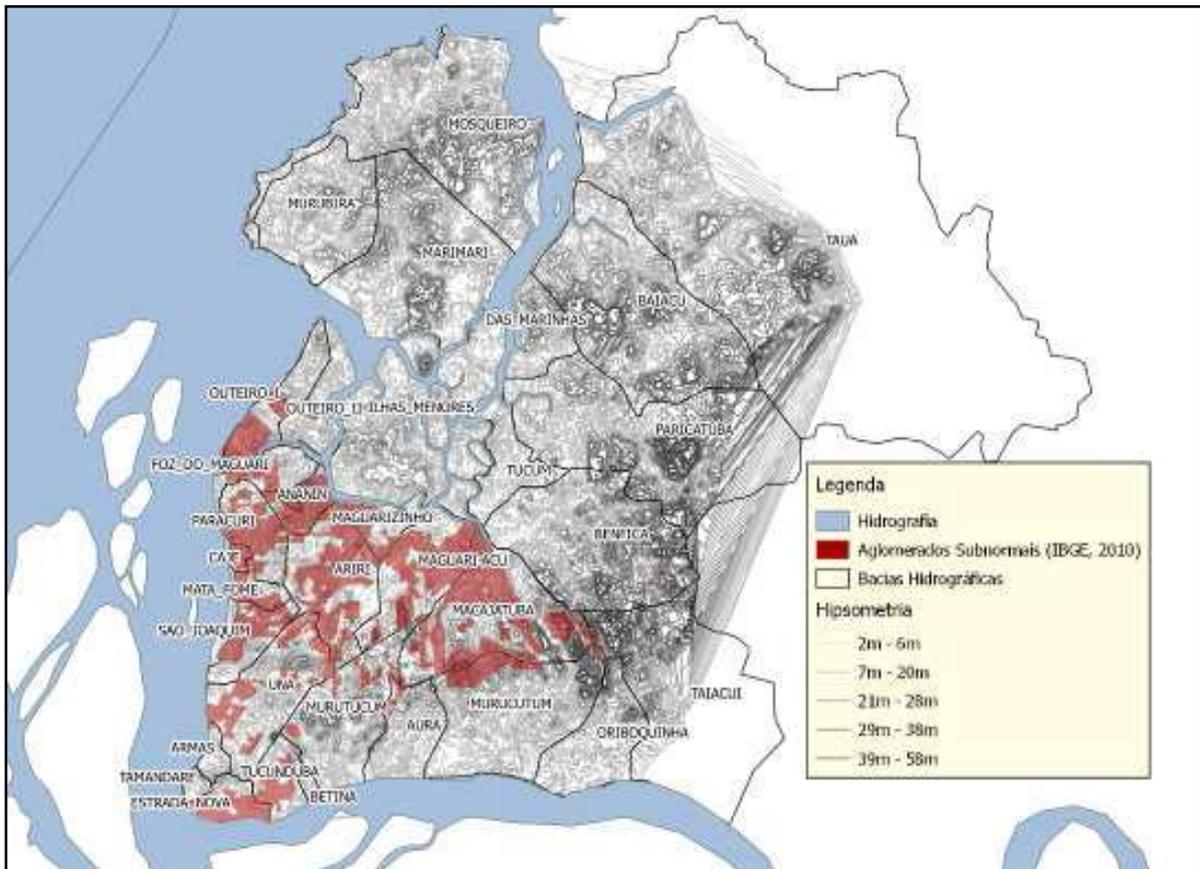


Figura 23. Mapa de interação entre os aglomerados subnormais e as bacias hidrográficas dos municípios mais densamente urbanizados da RMB (Estado do Pará, Brasil). Fonte: Brandão e Ponte (2014).

A Bacia Hidrográfica do Murutucum é a quarta maior da RMB com uma drenagem de 30,41 km² com descarga em direção ao Rio Guamá (RODRIGUES et al., 2012). Nesta bacia localizam-se oito bairros, entre os limites dos municípios de Belém e Ananindeua: Curió-Utinga, Souza, Pedreirinha, Guanabara e partes dos bairros Aurá, Águas lindas, Castanheira, Marco e Universitário.

Sobre esta bacia serão apresentadas as problemáticas ambientais que podem comprometer a integridade ambiental dos mananciais de abastecimento da RMB: a- ocupação urbana desordenada sob as nascentes dos lagos; b- a ineficiência do saneamento básico; c- a proximidade dos mananciais com o lixão do Aurá; d- a qualidade das águas captadas do Rio Guamá; e- a proliferação de macrófitas aquáticas no lago e f- a construção do prolongamento da Avenida João Paulo II.

a- ocupação urbana desordenada sob as nascentes dos lagos

A pressão urbana sobre a Bacia Hidrográfica do Murutucum é o resultado de um longo processo de ocupação de suas áreas de várzeas, igapós e baixadas pelas populações mais carentes, que viram nestes locais um meio para construir seus assentamentos em terras ambientalmente frágeis. As características dos primeiros assentamentos eram de autoconstrução e sem a infraestrutura adequada para servir à população, sobretudo de saneamento básico.

As consequências deste avanço urbanístico, entre outras, foram o aterramento de muitas nascentes dos lagos Bolonha e Água Preta pelo uso intensivo do solo e a diminuição da cobertura vegetal promovendo alteração no relevo e, possivelmente, no regime hidrológico a nível local, uma vez que se aumentou o escoamento superficial da água em direção aos mananciais, topograficamente mais baixos.

Tem-se na figura 24 a representação da expansão urbana dos últimos 60 anos na RMB, sendo possível observar este crescimento na bacia do Murutucum, às proximidades dos lagos Bolonha e Água Preta.

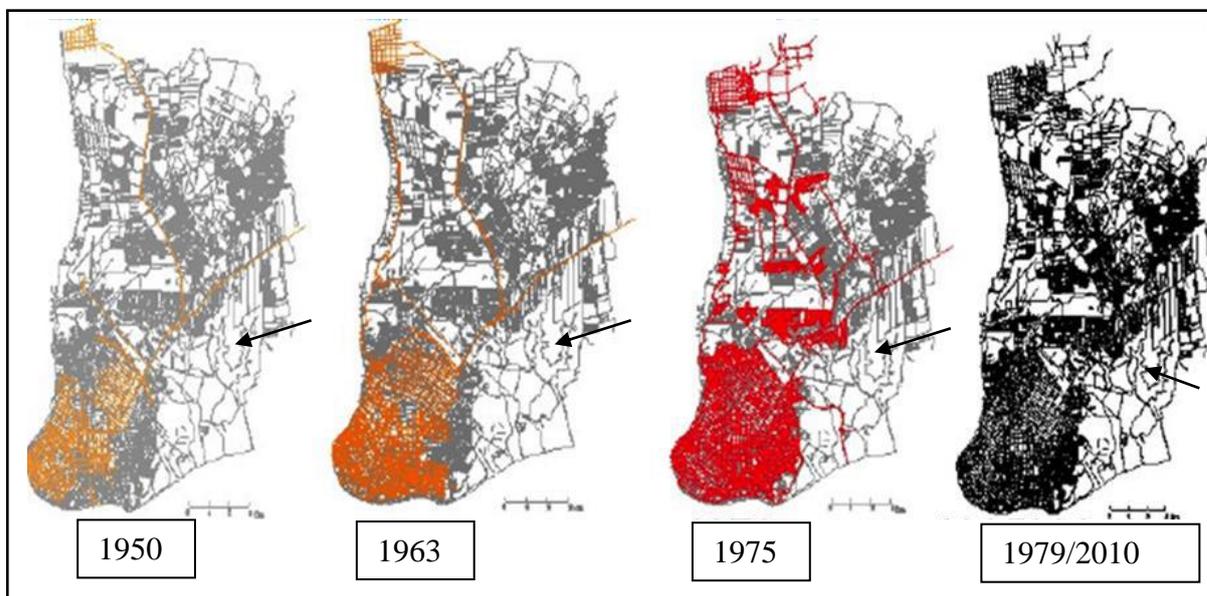


Figura 24. Expansão urbana às proximidades da Bacia Hidrográfica do Murutucum, próximo aos lagos Bolonha e Água Preta (setas), localizado no limite entre os municípios de Belém e Ananindeua (Estado do Pará, Brasil). Fonte: Prefeitura Municipal de Belém *apud* Araújo Júnior; Azevedo e Oliveira (2013).

Atualmente, na Bacia Hidrológica do Murutucum existem condomínios de classe média, conjuntos habitacionais planejados, aglomerados subnormais, comércios de grande porte e domiciliares, além de indústrias, empresas, cemitérios e instituições públicas. Estima-se que a população da bacia seja de 96.704 habitantes, compondo uma densidade média de 27,56 hab/km² (IBGE, 2010).

Contudo, a bacia do Murutucum é considerada pouco urbanizada, quando comparada às demais bacias da RMB. Possui apenas 13,11% de sua área urbanizada, sendo o restante composta por áreas verdes e naturais (86,89%) (PANTOJA et al., 2011). Isso se deve, em parte, pela Área de Proteção Ambiental dos mananciais de abastecimento de água de Belém – APA Belém, inserida nesta bacia que limita a ocupação em seu entorno. Portanto, é exatamente esta condição de área protegida e a presença dos mananciais de abastecimento que a torna muito vulnerável aos processos do crescimento urbano desordenado, com ênfase no desaparecimento e/ou degradação das nascentes dos lagos.

Além da APA Belém, criada pelo Decreto n° 3.252/1984, outros três instrumentos legais garantem a preservação da área do entorno dos lagos: a criação do Parque Ambiental de Belém, pelo Decreto Estadual n°. 1.552/1993 (PARÁ, 1993a), sendo implantada, na mesma data, a Área de Proteção Ambiental dos Mananciais de Abastecimento de água de Belém-APA Utinga, através do Decreto Estadual n°. 1.551/1993 (PARÁ, 1993b).

O Decreto Lei 1.330/2008 modificou a denominação de Parque Ambiental de Belém para Parque Estadual do Utinga- PEUT em consonância com o Sistema Nacional de Unidades de Conservação- SNUC (Lei n° 9.985/2000). A Lei Estadual n° 6.381/2001, que dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos e instituiu o Sistema de Gerenciamento de Recursos Hídricos, também salvaguarda o uso e a preservação dos mananciais. Embora inserido em uma Unidade de Conservação de Uso Integral, onde não se permite a presença de habitações e intervenções humanas, existem aproximadamente 66 famílias morando no parque e mais de 167.841 habitantes (em 45.712 domicílios) no seu entorno (PARÁ, 2014).

Além disso, a caça de animais silvestres, a pesca nos lagos, as atividades de lazer (banhos e canoagem) e outros usos não regulamentados são registrados no local. Estas práticas se devem, em grande parte, pela violação dos muros que limitam o parque, o qual se transforma, irregularmente, em passagens de acesso para outras localidades e bairros (Figura 25). Em suma, embora protegidos por lei, o déficit de fiscalização e da gestão participativa da população, como a ausência de um Comitê de Bacias, como já alertado por Bordalo e Costa (2012), permite a exposição dos mananciais às pressões urbanas, sendo nesta descrição representadas pelo crescimento urbano desordenado e ilegal no seu entorno.



Figura 25. Ocupação urbana desordenada do entorno do PEUT, limite entre os municípios de Belém e Ananindeua (Estado do Pará, Brasil): A- violação dos muros do parque, ao fundo nota-se a presença de uma residência no seu interior (seta); B- acesso irregular dos moradores; C e D- ocupação sem infraestrutura urbana; E- condomínios residenciais de classe média e; F- aglomerado subnormais do tipo palafita e autoconstrução no entorno do parque, nota-se ao fundo dois banheiros sem fossa séptica ou sumidouro (setas).

b- a ineficiência do saneamento básico

A RMB, segundo o IBGE (2011), possui 44% dos domicílios sem acesso a rede pública de abastecimento de água; 60 % teriam drenagem urbana; 100 % são atendidos pela coleta de lixo e somente 12,6 % dos municípios possuem rede de esgoto. Logo, tem-se no esgotamento sanitário a sua maior deficiência.

Dentro do que foi descrito sobre a presença de aglomerados subnormais na bacia do Murutucum e o crescimento desordenado, ocorre o despejo direto de fezes, urina, óleos, detergentes e outros compostos orgânicos e inorgânicos nos canais de drenagens urbanas, córregos e outros corpos hídricos. São muitos os locais, nesta bacia, de despejo e acúmulo de resíduos sólidos e de esgoto a céu aberto (Figura 26).

No entorno dos lagos Bolonha e Água Preta existem mais de 21 pontos de descarga de esgoto, sendo estimada uma carga poluidora nos mananciais da ordem de 2,2 toneladas de DBO/dia, das quais 1,16 toneladas de DBO/dia no Bolonha e 1,03 toneladas de DBO/dia no Água Preta (PARÁ, 2014).

São identificados pontos de despejo de esgoto e de águas pluviais nas nascentes do Lago Bolonha e de lixo nas proximidades dos lagos e no entorno do Parque Estadual do Utinga, na sua porção habitada (Figuras 26 e 27).

Os baixos índices de coleta e tratamento de esgotos contribuem para o agravamento dos problemas relacionados com a incidência de doenças de veiculação hídrica. Além disso, compromete a qualidade das águas superficiais, podendo inviabilizar o uso dos recursos dos lagos.



Figura 26. Insuficiência de saneamento básico no entorno do PEUT, limite entre os municípios de Belém e Ananindeua (Estado do Pará, Brasil): A a D- Acúmulo de resíduos sólidos domiciliares no entorno do parque; E e F- pontos de lançamentos de esgoto nos mananciais do Utinga.



Figura 27. Insuficiência de saneamento básico no entorno do PEUT, limite entre os municípios de Belém e Ananindeua (Estado do Pará, Brasil): A e D- drenagem urbana nas cabeceiras do Lago Bolonha; E- resíduos sólidos nas nascentes dos lagos; e F- esgoto a céu aberto nas proximidades do parque.

c- a proximidade dos mananciais com o lixão do Aurá

Outro possível impacto ambiental sobre os mananciais é o risco eminente de contaminação de suas águas e sedimentos pelo aterro sanitário do Aurá, localizado no Bairro de Águas Lindas, município de Belém, a 1,4 km de distância dos mananciais Bolonha e Água Preta (Figura 28).

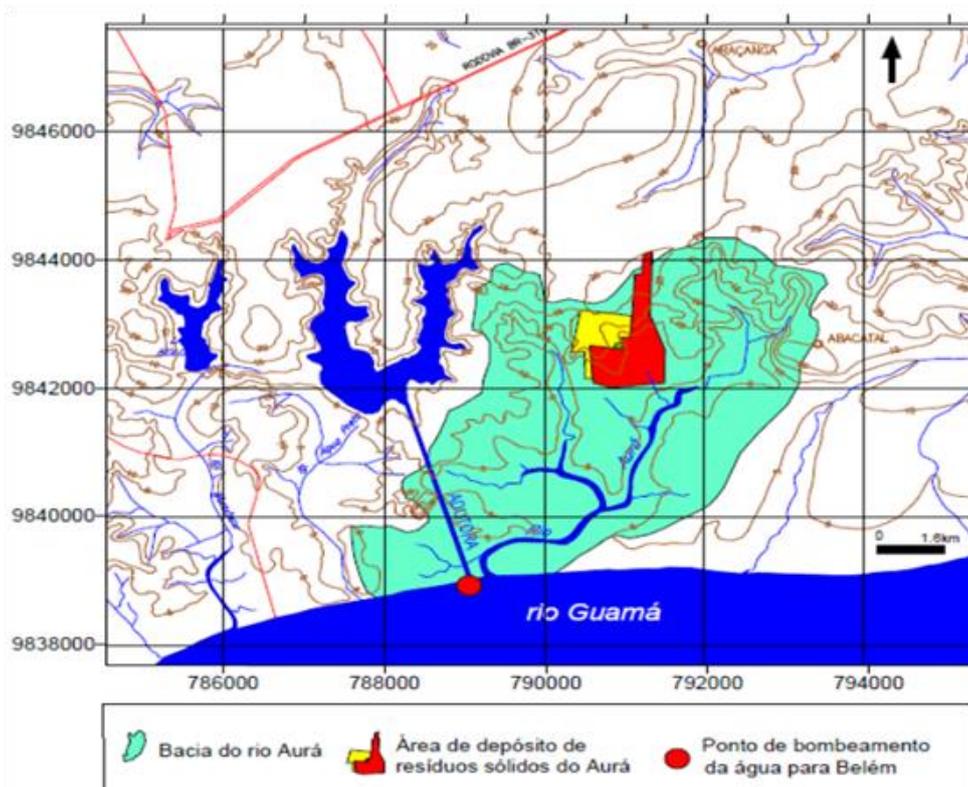


Figura 28. Mapa de localização do aterro sanitário do Aurá (Estado do Pará, Brasil). Fonte: Morales (2002).

Embora o aterro tenha sido desativado em meados de 2016, os riscos de contaminação dos mananciais são diversos e perdurarão durante anos devido, principalmente, às características geológicas do aterro; o volume do lixo acumulado, sua disposição e a possível contaminação do Rio Guamá e dos igarapés em seu entorno.

Sobre a geologia, o aterro do Aurá encontra-se localizado nas cotas topográficas relativamente baixas, as quais possuem características geológicas impróprias para a deposição dos resíduos sólidos, devido à porosidade do solo que permite que o chorume percole pela zona não insaturada até atingir a zona saturada (MORALES; FENZL, 2000). Tal fato coloca o

sistema hídrico superficial e subterrâneo em alto grau de vulnerabilidade (MATOS et al., 2011a).

Neste sentido, existe a suspeita da existência de uma pluma de chorume subterrâneo que possa contaminar os mananciais do Utinga. Bahia, Fenzl e Moraes (2006) avaliaram esta possível contaminação através de estudos hidrogeológicos e hidrogeoquímicos da área compreendida entre o aterro e o Lago Água Preta. Nesta análise, os parâmetros geoquímicos em conjunto com os fluxos subterrâneos, constatou-se que apesar dos fluxos se direcionarem para o Lago Água Preta, não há indicadores de contaminação, visto que os resultados dos poços estudados não apresentaram evidências de poluição, isto se deve, possivelmente, ao tipo de subsolo identificado como sendo do tipo confinado e protegido por camadas de argila. Além disso, o igarapé Santo Antônio, que corta a área, atua como um sistema de drenagem dos fluxos superficiais e subterrâneos.

Sobre a disposição do lixo, o aterro pode ser considerado um lixão a céu aberto, pois os resíduos são depositados diretamente sobre o solo, sem aplicação de técnicas de controle e proteção ambiental (MONTEIRO et al., 2001). A quantidade média de resíduos sólidos urbanos e domiciliares que o lixão recebia diariamente no aterro era da ordem de 1.800,00 toneladas por dia. Os resíduos eram compostos principalmente por lixos públicos (43,73%) e domiciliares (33,75 %), sendo a maioria destes compostos de lixo orgânico (58 %) (SANTOS, 2014).

O aterro sanitário do Aurá está localizado na quarta maior bacia urbana da Região Metropolitana de Belém com 10.400 m de extensão. Este aterro situa-se, ao Sul, em áreas de baixadas cobertas com densa vegetação que se estendem até o Rio Guamá, ao Leste limita-se com áreas despovoadas (BAHIA, 2003), sendo localizado à sua esquerda, o Rio Aurá, que por sua vez é afluente do Rio Guamá formando uma microbacia com drenagens de pequeno porte e pouca extensão, como os igarapés Santo Antônio, Pescada, Juvêncio, Jurucá e Santana do Aurá (SANTOS, 2014). Além do chorume, inúmeros esgotos presentes no aterro podem contaminar o solo e estas drenagens deságuam no Rio Guamá, onde é captada a água que abastece a população de Belém.

d- a qualidade das águas captadas do Rio Guamá

O Rio Guamá tem 700 km de extensão, sendo afluente do Rio Pará. Nasce no Estado do Pará, na serra dos Coroados, correndo na direção Sul-Norte até a cidade de Ourém, situada em sua margem direita, e segue para Oeste, onde se encontra com o Rio Capim (MONTEIRO

et al., 2009). Sofre influência das marés oceânicas em sua foz, recebendo constantes aportes de sedimentos da Baía do Guajará, podendo chegar a tornar-se ligeiramente salobro no ápice do período menos chuvoso (PAIVA et al., 2006; MONTEIRO et al., 2009).

Este rio passa por mais de 13 cidades do Estado do Pará, incluindo os municípios mais densamente urbanizados da RMB. Destes municípios recebe a descarga de muitos canais de drenagens urbanos e outros córregos da região, durante as subidas e descidas das marés, e pelo escoamento superficial das águas continentais através das chuvas. É neste panorama que decorrem as suspeitas de contaminação e poluição de suas águas, aliadas às drenagens oriundas do lixão do Aurá que deságuam na sua foz pelo Rio Aurá.

Estudos realizados nos canais de drenagens urbanos de Belém mostram estes canais supereutrofizados com valores elevados de demanda bioquímica do oxigênio-DBO, de matéria orgânica e a presença de metais pesados, os quais são lançados na Baía do Guajará, no furo Maguari e Rio Guamá (LIMA; SANTOS, 2001). Isto ocorre devido ao despejo direto de esgoto e lixo nos canais de drenagens.

Cavalcante, Cruz e Lima (2007) realizaram análises químicas dos canais de drenagens mais impactados da RMB e concluíram que, apesar destes canais estarem poluídos, no estuário Guajarino e no Rio Guamá estes poluentes são dissipados devido à abundância das chuvas e a dinâmica das marés semidiurnas. Entretanto, os autores alertam para a crescente urbanização e o aumento na produção dos resíduos despejados sobre as bacias, os quais podem gerar efeitos nocivos não atenuados pelos estuários amazônicos.

A dissipação dos poluentes também é sugerida por Siqueira e Aprile (2014), os quais avaliaram o risco ambiental por contaminantes metálicos e material orgânico do sedimento da Bacia do Rio Aurá tomando por referência a influência da descarga do lixão sobre as águas do Rio Aurá que deságuam no Rio Guamá, a menos de 50 m da estação de captação de água para o Lago Água Preta. Neste estudo, alguns metais (Fe, Mn, Cr, Ni, Cu) caracterizaram os sedimentos do leito do rio como moderadamente poluído a altamente poluído, mas com diminuição das suas concentrações em direção à jusante deste rio. Os autores também atribuíram esta dissolução aos efeitos das marés.

Sob o aspecto biológico, Silva (2006) identificou valores elevados de coliformes totais e termotolerantes, acima dos limites permitidos pela legislação específica, nas águas da Baía do Guajará e Rio Guamá, durante um ciclo sazonal completo, sugerindo que estes ambientes apresentam indícios de contaminação por matéria orgânica e poluição fecal, devido à influência das atividades antrópicas e da carência dos serviços de saneamento básico. Outros estudos realizados nas principais drenagens metropolitanas que deságuam nas águas do Rio

Guamá e Baía do Guajará também identificaram valores elevados de coliformes fecais (O'BRIEN, 2002; RIBEIRO, 2002; ALVES; ARAÚJO, 2004).

Desta forma, essa discussão se faz importante pelos riscos de poluição e contaminação das águas dos mananciais de abastecimento da RMB, principalmente do Lago Água Preta que se abastece das águas do Rio Guamá.

e- a proliferação de macrófitas aquáticas no lago

As macrófitas aquáticas da Amazônia, típicas de áreas inundáveis e inundadas, estão amplamente distribuídas nos ecossistemas como várzeas, planícies de inundação, igapós e lagos (LOPES et al., 2015).

Estes vegetais são utilizados como indicadores da qualidade da água (BEST et al., 1990; KLUMPP et al., 2002), devido seu potencial em absorver nutrientes e até bactérias fecais (KIVAISI, 2001; DINIZ et al., 2005; MEES et al., 2009), logo sua intensa proliferação indica a poluição do ambiente hídrico por compostos orgânicos oriundos de esgoto e outras atividades que liberam nitrogênio e fósforo para o sistema hídrico.

A colonização de macrófitas aquáticas nos dois lagos se apresentava com o Lago Bolonha dominado por *Pistia stratiotes* L., vulgarmente conhecida como alface d'água. Nas margens deste lago, em locais mais assoreados, encontrou-se a espécie *Eichornia crassipes* (Mart.) Solms, conhecida como água pé. Por outro lado, o Lago Água Preta é dominado por *Eichornia crassipes* tanto em suas margens como na forma de pequenas "ilhas" flutuantes (SOUSA, 2009) (Figura 29).

Araújo Júnior (2015) relacionou o crescimento das macrófitas no Lago Bolonha com a ocupação urbana do seu entorno que contribuiu para o incremento de efluentes sanitários no lago através do despejo direto de resíduos ou por escoamento superficial. Esta proliferação pode comprometer a qualidade das águas deste manancial através da produção de matéria orgânica que, depois de morta, sedimenta no leito do lago, reduzindo sua profundidade, aumentando a demanda do oxigênio e criando um ambiente para a fixação de novas macrófitas.

No ano de 2013 se iniciou a retirada das macrófitas dos lagos, sendo necessários 8 meses de limpeza, removendo-se, neste período, 371.000 m² de vegetação do Lago Bolonha e 1.200 m² do Lago Água Preta (Pará, 2013). Entretanto, três meses após a conclusão da limpeza, as macrófitas voltaram a colonizar e proliferar nos lagos, sobretudo no Bolonha, o qual teve seu espelho d'água totalmente coberto por esta vegetação.

Desta forma, o que se identifica atualmente é um mosaico de macrófitas no Lago Bolonha, ainda com o domínio de *Pistia stratiotes*, mas com menor intensidade quando comparado às macrófitas presentes antes de sua limpeza. Entre as macrófitas também se encontram gramíneas, juncos, aningas, espécies arbustivas e ruderais (Figura 29).

Nesta atual proliferação, Oliveira et al. (2014) identificaram 33 espécies de macrófitas aquáticas somente em uma porção de 15 m do Lago Bolonha com o predomínio, em diversidade, do gênero *Cyperus*, porém com superpopulações de *Pistia stratiotes*, *Eichornia crassipes*, *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb. e de *Paspalum repens* P.J. Bergius. Mais da metade destas espécies eram arbustivas, evidenciando um estágio avançado de assoreamento neste lago.

Para manter as macrófitas distantes das ETAs, a COSANPA instalou bóias de contenção em suas entradas, mas é possível visualizar aglomerados de lodo flutuando e saindo debaixo das macrófitas. Neste sentido, corroborando com as análises de Araújo Júnior (2015) é possível que estas macrófitas causem um impacto sobre a qualidade das águas brutas destes lagos uma vez que diminuem o nível de oxigênio na água e aumentam a quantidade de matéria orgânica em suspensão, a qual precisa ser eliminada da água antes do seu consumo, exigindo, portanto, um maior incremento de agentes químicos oxidantes no processo de tratamento da água.

Entretanto, o impacto negativo das macrófitas no lago Bolonha é discutível, em termos de florações de cianobactérias, uma vez que estes organismos retêm, em suas raízes fasciculadas ou do tipo “cabeleiras”, uma grande quantidade de sedimento em suspensão da água deixando-a mais transparentes. Por outro lado, o “jardim” criado pelas macrófitas promove o sombreamento da camada de água, limitando luz solar para a fotossíntese do fitoplâncton, incluindo cianobactérias, além disso, fitoplâncton e macrófitas disputam pelos mesmos recursos.



Figura 29. Macrófitas aquáticas nos Mananciais do Utinga, limite entre os municípios de Belém e Ananindeua (Estado do Pará, Brasil): A- visão geral da proliferação de macrófitas aquáticas no Lago Bolonha com visualização da ETA Bolonha (seta); B- *Pistia stratiotes* L, espécie dominante no Lago Bolonha; C- visão geral da proliferação de macrófitas aquáticas no Lago Água Preta com visualização das ilhas flutuantes de *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms (setas); D- bóias de contenção (seta) das macrófitas na entrada das ETA Bolonha. Fotos: Autor.

f- a construção do prolongamento da Avenida João Paulo II

A Avenida João Paulo II percorre a região Oeste a Noroeste do PEUT. Atualmente é a principal via alternativa de acesso entre os municípios de Belém e Ananindeua. Visando melhorar a mobilidade urbana da RMB esta avenida está sendo prolongada em 4,73 km de extensão através do programa “Ação MetrÓpole” do Governo do Estado do Pará. Todo o prolongamento entra nos limites do parque abrangendo, em algumas porções, os mananciais de abastecimento da RMB: Lago Bolonha (Nordeste) e Água Preta (Noroeste) (Figura 29).

Embora a PEUT seja uma Unidade de Conservação de Uso Integral, o governo do Estado do Pará, através da Secretaria de Estado de Meio Ambiente- SEMA aprovou o

EIA/RIMA e autorizou à instalação do projeto que se iniciou com a supressão da vegetação do parque em 10,21 hectares e a construção de um canteiro de obras 6.962 m².

Durante a realização do presente estudo entre dezembro de 2013 a junho de 2014, foi possível observar os impactos ambientais sobre os lagos, tais como retirada da mata ciliar em porções importantes, visto que ficavam em áreas de aporte de esgoto; revolvimento de terras e erosão das margens do lago; aterramento de algumas porções dos lagos; geração de resíduos da construção civil, entre outros (Figura 30).

Como medidas compensatórias do projeto de prolongamento da avenida foram realizados os remanejamentos de moradores das áreas próximas aos mananciais, também foram instaladas tubulações de esgoto e uma bacia de retenção de águas pluviais. Ainda serão construídos muros de isolamento do parque e a instalação de jardins filtrantes para reter os resíduos dos efluentes de esgoto e drenagens pluviais gerando lodo seco para ser utilizado como adubo.

Estas medidas são razoáveis do ponto de vista do bem estar social, uma vez que aumentará a mobilidade urbana, mas em termos ambientais é impreciso avaliar, pois os danos ambientais sobre o solo, a fauna e flora e os serviços ambientais prestados por esta área, sobretudo o abastecimento público, dependem da eficácia e da manutenção destas obras. Entretanto, a exemplo das últimas obras realizadas em Belém esta também pode resultar em insucesso, o que pode agravar ainda mais a problemática ambiental dos mananciais do Utinga.



Figura 30. Obras de prolongamento da Avenida João Paulo II nas proximidades dos Mananciais do Utinga, limite entre os municípios de Belém e Ananindeua (Estado do Pará, Brasil): A- obra vista do Lago Água Preta, onde a separação ocorre por um “jardim” de macrófitas; B- Obra sobre o Lago Bolonha. Fotos: Autor.

Diante do exposto sobre as ameaças de degradação e poluição das águas dos lagos, os quais se encontram dominados por macrófitas aquáticas e circundado por habitações sem saneamento básico, fica evidente o risco de proliferação de cianobactérias. Vieira et al. (2005) registraram a presença de espécies tóxicas no manancial e estabeleceram o primeiro relato de proliferação de cianobactérias no Lago Água Preta. Outros estudos, porém, apenas citam as cianobactérias como parte da composição do fitoplâncton tais como Costa et al. (2010) e Martins-da-Silva e Bicudo (2007), os quais listam 13 e 12 cianobactérias, respectivamente, para o Lago Água Preta, sendo alguns destes potencialmente tóxicos.

Assim, se faz necessário conhecer a dinâmica das cianobactérias, dentro do fitoplâncton, nos lagos em termos de ciclos sazonais e dinâmica espacial, influenciadas pelo aporte de nutrientes, interações físico-químicas, climatológica, antrópicas para se tentar direcionar o manejo deste ambiente pelos órgãos competentes e diminuir os riscos de intoxicações por cianotoxinas entre a população consumidora de suas águas.

5 MATERIAL E MÉTODOS

5.1 DESENHO AMOSTRAL

As coletas foram realizadas nos lagos Bolonha e Água Preta nos anos de 2013 e 2014 com a autorização da Diretoria de Áreas Protegidas- DIAP, da Secretaria de Meio Ambiente do Estado do Pará- SEMA e com apoio logístico do Batalhão de Policiamento Ambiental do Pará- BPA.

A estratégia amostral adotada foi à amostragem sistematizada para a dimensão temporal; a amostragem aleatória estratificada para a dimensão horizontal e a estratificada sistematizada na dimensão vertical:

Dimensão temporal: as coletas foram trimestrais, realizadas nos meses de dezembro/2013 e março/2014 (chuvoso), junho/2014 e setembro/2014 (menos chuvoso). Entretanto, devido às condições de proliferação intensa das macrófitas aquáticas no Lago Bolonha, não foi possível realizar as coletas no mês de junho/2014.

Dimensão horizontal: foram estabelecidos quatro (04) compartimentos no Lago Água Preta e três pontos no Lago Bolonha (Figura 31), identificados a partir da morfometria, das condições hidrológicas e da ação antrópica sobre os sistemas hídricos, conforme informações obtidas no referencial teórico sobre a área de estudo. Em cada um dos compartimentos do Lago Água Preta foram coletadas amostras em três pontos escolhidos aleatoriamente (pontos A, B e C). Os compartimentos de coleta possuem as seguintes características:

- Compartimento 1: Trecho do Lago Água Preta em posição mais distante do ponto de captação de água para o Lago Bolonha; visualmente se identificam águas esverdeadas. As alfaces-d'água, *Pistia stratiotes* dominaram as margens neste trecho. As águas apresentam pouco movimento e a profundidade oscila entre 1,6 a 4 m;
- Compartimento 2: Trecho curvilíneo do lago defronte do ponto de captação (adutora da COSANPA) de águas do Rio Guamá, por isso suas águas são barrentas e turbulentas. Os aguapés, *Eichornia crassipes*, e aningais, *Mauritia* sp. dominaram as margens. Velocidade de 0,33 m/s com profundidade variando de 0,8 a 1,6 m.
- Compartimento 3: Trecho curvilíneo e de maior largura do lago, onde se visualizaram águas amarelo-esverdeadas. Encontraram-se diversas macrófitas aquáticas nas suas margens tais como os aguapés, *Eichornia crassipes*, os alfaces-d'água, *Pistia stratiotes* e as orelhas de rato, *Salvinia* spp. Águas com pouco movimentos e profundidade oscilando entre 3 a 5,8 m;

- Compartimento 4: Trecho retilíneo e mais estreito do lago. Localiza-se defronte do ponto de captação de água para o Lago Bolonha; observou-se a grande proximidade deste ponto com a área urbanizada do entorno. Deste local visualizaram-se as obras do Prolongamento da Avenida João Paulo II, suas águas nos meses secos (junho e setembro) apresentaram aparência nebulosa e muitos resíduos sólidos. As águas são esverdeadas, onde pedaços de limo flutuavam na superfície. A vegetação predominante encontravam-se emersa nas margens do lago, sendo representada pelos aguapés, *Eichornia crassipes*, e muitas gramíneas. Águas com velocidade de 0,33 m/s e profundidade variando de 2,2 a 3,2 m.

Para o Lago Bolonha, os pontos foram distribuídos conforme o acesso a lâmina d'água, pois devido ao acúmulo de macrófitas foi difícil estabelecer compartimentos no local. Os locais de coleta foram pouco profundos com muitas macrófitas, sobretudo os alfaces-d'água, *Pistia stratiotes*. A profundidade do lago variou entre 4,5 a 5,0 m, com velocidades das águas variando entre 0,18 a 0,9 m/s.

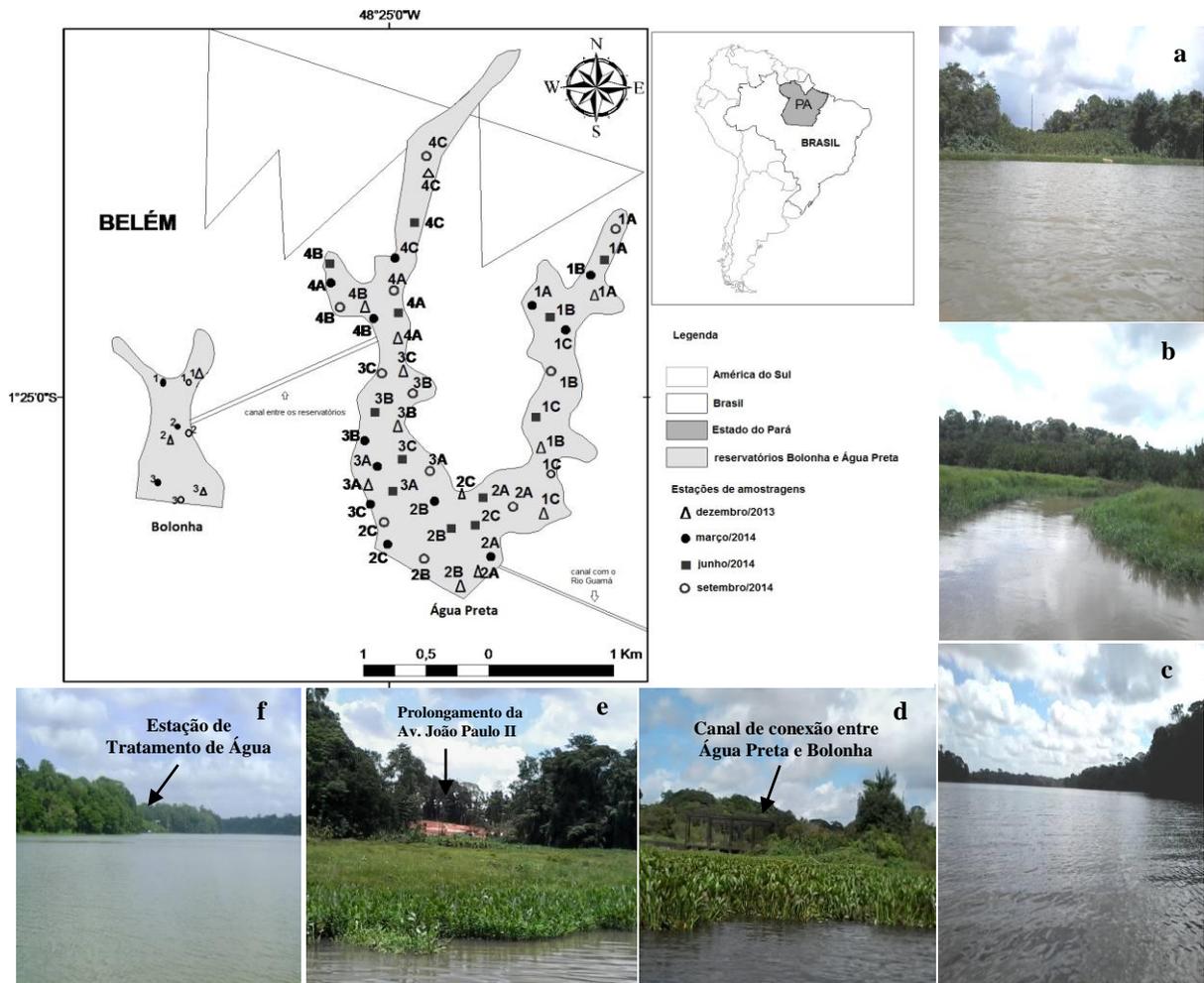


Figura 31. Distribuição horizontal dos compartimentos (1 a 4) e dos pontos de amostragens aleatórias (A, B e C) ao longo dos lagos Água Preta e Bolonha (Utinga, Belém, Pará). a- compartimento 1; b- compartimento 2, sob influencia do Rio Guamá; c- compartimento 3 defronte do centro de visitação do PEUT; d- compartimento 4, próximo ao canal de ligação entre os lagos; e- compartimento 4, próximo ao canteiro de obras da Avenida João Paulo II; f- Lago Bolonha, captação de água para a ETA COSANPA.

Dimensão vertical: em cada ponto aleatório dos compartimentos foram coletadas amostras em três profundidades da Zeu (Zona eufótica). As profundidades foram estabelecidas de acordo com o método de Cole (1994), onde a primeira profundidade correspondeu à altura do disco de Secch e representou a camada com 100% de incidência de luz. A profundidade intermediária, ou segunda profundidade, correspondeu à 50% de incidência de luz e foi determinada pela metade da terceira profundidade. Por fim, a terceira profundidade correspondeu a três vezes o valor do disco de Secch e representou 1% de incidência de luz.

A tabela 1 mostra as localizações dos pontos de coleta nos compartimentos (Lago Água Preta) e pontos do Lago Bolonha, durante o período de estudo e as respectivas profundidades.

Tabela 1. Estações de coleta localizadas nos Mananciais de abastecimento da Região Metropolitana de Belém (Pará), lagos Bolonha e Água Preta durante o período de estudo.
 Legenda: 1A a 4C- pontos no Lago Água Preta; 1, 2 e 3 pontos no Lago Bolonha.

Ponto	Dezembro/2013					Março/2014					Junho/2014					Setembro/2014				
	Coordenadas		Profundidade			Coordenadas		Profundidade			Coordenadas		Profundidade			Coordenadas		Profundidade		
	Sul	W	metros			Sul	w	metros			Sul	w	metros			Sul	w	metros		
1A	01°24'32.9"	048°24'09.4"	1,00	1,50	3,00	01°24'32.9"	048°24'09.4"	1,40	2,10	4,20	01°24'37.8"	048°24'19.3"	1,20	1,80	3,60	01°24'29.0"	048°24'08.9	1,00	1,50	3,00
1B	01° 25'10.1"	048°24'22.3"	0,70	1,05	2,10	01° 25'10.1"	048°24'22.3"	1,40	2,10	4,20	01°24'28.3"	048°24'07.9"	1,60	2,40	4,80	01°24'29.0"	048°24'08.9	0,60	0,90	1,80
1C	01° 25'31.1"	048°24'22.5"	0,50	0,75	1,50	01° 25'31.1"	048°24'22.5"	1,00	1,50	3,00	01°24'42.0"	048°24'14.3"	1,00	1,50	3,00	01°24'37.1"	048°24'19.7	0,60	0,90	1,80
2A	01°25'41.1"	048°24'38.5"	0,20	0,30	0,60	01°25'41.1"	048°24'38.5"	0,32	0,48	0,96	01°25'39.7"	048°24'40.5"	0,30	0,45	0,90	01°25'05.8"	048°24'21.8	0,40	0,60	1,20
2B	01° 25'47.7"	048°24'49.2"	0,40	0,60	1,20	01° 25'47.7"	048°24'49.2"	0,84	1,26	2,52	01°25'30.4"	048°24'41.2"	1,00	1,50	3,00	01°25'29.8"	048°24'39.8	0,20	0,30	0,60
2C	01° 25'27.7"	048°24'48.3"	0,40	0,60	1,20	01° 25'27.7"	048°24'48.3"	0,60	0,90	1,80	01°25'46.7"	048°26'19.4"	1,20	1,80	3,60	01°25'41.4"	048°24'38.6	0,30	0,45	0,90
3A	01°25'23.0"	048°25'06.5"	0,40	0,60	1,20	01°25'23.0"	048°25'06.5"	0,80	1,20	2,40	01°25'14.3"	048°25'04.1"	1,10	1,65	3,30	01°25'35.5"	048°24'43.4	0,35	0,52	1,05
3B	01° 25'08.1"	048°24'58.7"	0,45	0,70	1,35	01° 25'08.1"	048°24'58.7"	0,85	1,30	2,55	01°25'16.8"	048°24'59.8"	0,80	1,20	2,40	01°25'25.4"	048°25'04.6	0,30	0,45	0,90
3C	01° 24'52.6"	048°25'00.8"	0,50	0,75	1,50	01° 24'52.6"	048°25'00.8"	0,87	1,30	2,60	01°25'28.5"	048°25'04.9"	1,00	1,50	3,00	01°25'03.7"	048°25'03.9	0,40	0,60	1,20
4A	01°24'42.3"	048°25'12.2"	0,40	0,60	1,20	01°24'42.3"	048°25'12.2"	0,83	1,25	2,50	01°24'31.9"	048°25'15.4"	1,00	1,50	3,00	01°25'16.3"	048°24'59.0	0,50	0,75	1,50
4B	01° 24'32.2"	048°25'15.1"	0,60	0,90	1,80	01° 24'32.2"	048°25'15.1"	0,78	1,20	2,40	01°24'41.8"	048°25'12.9"	1,00	1,50	3,00	01°24'43.0"	048°25'13.6	0,50	0,75	1,50
4C	01° 24'10.9"	048°24'38.2"	0,60	0,90	1,80	01° 24'10.9"	048°24'38.2"	0,93	1,40	2,80	01°24'22.8"	048°24'58.5"	1,10	1,65	3,30	01°24'29.8"	048°25'16.6	0,60	0,90	1,80
1	01°24'56.3"	048°25'50.4"	0,75	1,13	2,25	01°24'56.3"	048°25'50.4"	0,90	1,35	2,70	---	---	--	--	--	01°25'15.3"	048°26'02.2	0,77	1,15	2,30
2	01° 25'14.4"	048°25'59.4"	1,00	1,50	3,00	01° 25'14.4"	048°25'59.4"	0,77	1,15	2,30	---	---	--	--	--	01°25'31.3"	048°26'00.9	1,20	1,80	3,60
3	01° 25'20.3"	048°25'58.0"	1,07	1,60	3,21	01° 25.39.1"	048°25'9.0"	0,73	1,10	2,20	---	---	--	--	--	01°24'59.7"	048°25'47.2	0,50	0,75	1,50

5.2 COLETA E ANÁLISE DO FITOPLÂNCTON (ÊNFASE NAS CIANOBACTÉRIAS)

Nestes lagos foram coletadas amostras de água para a determinação do fitoplâncton (análise qualitativa), sua densidade (análise quantitativa), em ind/mL, densidade das cianobactérias, em cel/mL, clorofila- *a* (biomassa indireta) e cultivo. Todas as análises foram realizadas no Laboratório de Biologia Ambiental- LBA, e as amostras preservadas atualmente compõem o Biobanco do LBA/IEC/SAMAM.

5.2.1 Fitoplâncton qualitativo

Para a análise qualitativa do fitoplâncton, em cada ponto de amostragem foram filtradas águas *subsuperficiais* dos lagos, em arrasto horizontal durante 3 minutos, através de redes de plâncton de 20 µm e 45 µm de abertura de malha, pois em determinados períodos houve o entupimento da rede de 20 µm. A amostra foi acondicionada em potes plásticos de polipropileno de 125 ml e fixada com solução de Transeau (BICUDO; MENEZES, 2006), sendo posteriormente analisada, em laboratório, através da montagem de lâminas temporárias observadas em microscópio óptico (Axiostar plus, Carl Zeiss, Germany) com oculares de medição, acoplado a câmera fotográfica (Axiocam MRc, Carl Zeiss). Também foi utilizado dispositivo de epifluorescência (Observer D1, Carl Zeiss, Germany) para diferenciar cianobactérias de bactérias heterotróficas.

A identificação dos organismos foi realizada segundo as características morfológicas e morfométricas, quando possível, sendo preparadas no mínimo cinco lâminas com adição de tinta nanquim para evidenciar a presença de mucilagem nas cianobactérias. A identificação, a nomenclatura e o enquadramento taxonômico foram realizados de acordo com as literaturas especializadas (BICUDO; MENEZES, 2006; VAN DEN HOEK; MANN; JAHNS 1995; KOMÁREK; ANAGNOSTIDIS, 2007; 2008; KOMÁREK, 2013; ROUND, CRAWFORD; MANN, 2007).

5.2.2 Fitoplâncton quantitativo

Para o estudo quantitativo, em cada ponto de coleta e nas diferentes profundidades, foram coletadas amostras de água utilizando garrafas de Van Dorn. Posteriormente cada amostra foi acondicionada em potes de polipropileno de 250 ml e preservada em solução de lugol acético.

Em laboratório, as amostras quantitativas foram analisadas em um invertoscópio (Axiovert – 40C, Carl Zeiss, Germany), sob um aumento de 400x. Este equipamento possui oculares com escalas de medição, retículo de Whipple e uma câmera fotográfica acoplada a um monitor de transmissão e captura de imagens.

O método de sedimentação de Utermöhl (1958) foi empregado para a contagem do número de células por mililitro, de cianobactérias, e ind/mL de fitoplâncton total, sendo sedimentados de 2 a 10 ml de cada amostra e analisada toda a área da cubeta. Para as florações ou densidades elevadas de espécies coloniais de cianobactérias foram contadas as células das colônias em cada quadrado do retículo de Whipple e multiplicou-se por 2 para obter uma estimativa mais precisa (SANT'ANNA et al., 2006). Quanto às espécies filamentosas, verificou-se a uniformidade no comprimento dos filamentos e contou-se as células dos primeiros trinta filamentos, calculou-se a média por filamento e posteriormente multiplicou-se pelo número de filamentos contados (SANT'ANNA et al., 2006).

Utilizou-se como parâmetro de qualidade da água para a densidade de cianobactérias a Portaria do Ministério da Saúde N° 2.914/2011. As espécies com densidade superior a 5% foram enquadradas em grupos funcionais de Reynolds et al. (2002) e Padiśák, Crosset e Naselli-Flores (2009).

5.2.3 Clorofila-*a*

Para a determinação da clorofila- *a* foram coletadas amostras de água, em cada ponto de coleta e nas diferentes profundidades, com garrafa de Van Dorn e acondicionadas em frascos de polipropileno de 300 ml. As amostras foram armazenadas em caixas de isopor com gelo.

Em laboratório, as amostras foram filtradas através de filtro de celulose, com 0,45 µm de porosidade, por meio da sucção a vácuo utilizando um aparato para filtração e bomba de vácuo. A estimativa da concentração de clorofila- *a* foi determinada pela espectrofotometria (Espectrofotômetro Hanna modelo D2000) após extração do filtro.

Desta forma, a extração da clorofila- *a* foi realizada pela maceração dos filtros e sua total dissolução em 10 ml de acetona a 90%. As amostras permaneceram em baixa luminosidade e armazenadas em freezer (com temperatura de -10 ± 2 °C) para posterior extração dos pigmentos.

Após 24 horas o material foi centrifugado durante 5 minutos a uma rotação de 3000 rpm. O sobrenadante foi coletado em uma cubeta de quartzo de caminho óptico conhecido (1

cm). A absorvância do sobrenadante foi obtida dos comprimentos de onda 630 nm, 645 nm, 665 nm e 750 nm, conforme Parsons e Strickland (1963). A concentração de clorofila- *a* foi obtida a partir da seguinte fórmula:

$$Cl- a: \frac{11,6 \times D665 - (1,31 \times D645 + 0,14 \times D630 + D750) \times v}{V \times L}$$

Onde:

Cl- *a*: clorofila- *a* em $\mu\text{g.L}^{-1}$;

v: volume de acetona a 90% (10 ml);

V: volume filtrado da amostra (em ml);

L: Caminho óptico da cubeta (1 cm);

D665: leitura da absorvância da luz a 665 nm;

D645: leitura da absorvância da luz a 645 nm;

D630: leitura da absorvância da luz a 630 nm;

D750: leitura da absorvância da luz a 750 nm.

Utilizou-se como parâmetro de qualidade da água para a clorofila- *a* a Portaria do Ministério da Saúde N° 2.914/2011.

5.3 COLETA E ANÁLISE DOS FATORES FÍSICO-QUÍMICOS

A transparência da água foi estimada com um disco de Secchi. As medidas de temperatura da água ($T^{\circ}\text{C}$), potencial hidrogeniônico (pH), Salinidade, condutividade elétrica (CE), sólidos total dissolvido (STD) e oxigênio dissolvido (OD) foram medidos *in situ* pela sonda multiparamétrica HI 9828 (HANNA®, USA).

Para as demais variáveis foram coletadas água com garrafa de Van Dorn e armazenadas em frascos de polipropileno de 1,000 L seguindo a recomendação 1060 da *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012).

Em laboratório, a turbidez, cor e cor real foram determinadas pelo método nefelométrico 2130 B (APHA, 2012) e os sólidos totais em suspensão (STS) pelo método fotométrico (KRAWCZYK; GONGLEWSKI, 1969).

A demanda bioquímica do oxigênio (DBO) foi determinada pelo método 5210 B e a demanda química do oxigênio (DQO) foi pelo método colorimétrico- refluxo fechado (5220 D), ambos determinados pela espectrometria de UV-VIS (modelo DR 3900), de acordo com a APHA (2012).

Nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-), nitrogênio amoniacal (N-NH_3), fósforo total (FT), dureza, fluoreto (F^-), cloreto (Cl^-), fosfato (PO_4^{3-}) e sulfato (SO_4^{2-}) foram determinados pela cromatografia iônica com supressão química da condutividade do eluente (método 4110 B) APHA (2012) utilizando o cromatógrafo de íons ICS Dual 2000 (Dionex Corporation, Sunnyvale, CA, USA).

Os íons sódio (Na), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), manganês (Mn), zinco (Zn) e os metais ferro (Fe), alumínio (Al), cádmio (Cd), Cobre (Cu), cromo (Cr), cobalto (Co), níquel (Ni) e chumbo (Pb) foram analisados por Espectrometria de Emissão Ótica com Plasma Induzido (ICP OES), modelo Vista- MPX CCD simultâneo (Varian, Mulgrave, Austrália) segundo USEPA Método 200.7 (USEPA, 2007). A qualidade da água foi baseada nos limites preconizados pela Resolução do CONAMA n° 352/2005 (BRASIL, 2005).

5.4. DADOS DE VAZÃO

As vazões de entrada (Vaz) foram obtidas a partir de planilhas operacionais cedidas pela Companhia de saneamento do Estado do Pará- COSANPA que registraram as horas diárias trabalhadas pelas bombas (24 QL 19A) com vazão de $5.400 \text{ m}^3/\text{h}$ que bobeiam água do Rio Guamá para o Lago Água Preta.

5.5 COLETA E ANÁLISE DAS MICROCISTINAS

As amostras de água foram coletadas com garrafa de Van Dorn, em cada ponto de coleta e nas diferentes profundidades, e resfriadas. Para a extração de microcistinas da água utilizou-se como referência a ISO 20179/2005.

As amostras de água foram filtradas através de pré- filtros de fibra de vidro com auxílio de bomba a vácuo. Após filtração foi adicionado 5 mL de metanol 100% e injetadas em cartuchos C18 do extrator automático Autotrace 280 (Dionex). Após a passagem pelo extrator as frações foram coletadas e centrifugadas a vácuo a 1.300 rpm a 40°C até que estivessem completamente secas, depois foram ressuspendidas em 1 mL de metanol 20%, sonicadas em banho à 40°C por 5 minutos e em seguida filtradas em filtros de Nylon ($0,45 \mu\text{m}$) para posterior injeção em HPLC (cromatógrafo Dionex Ultimate 3000). Os espectros UV foram comparados com padrões de microcistinas comerciais: MC-LR, MC-RR, MC-LA e MC-YR (Sigma-Aldrich) (Figura 32). As análises foram realizadas no Laboratório de Toxicologia da Seção de Meio Ambiente do Instituto Evandro Chagas- SAMAM/IEC.

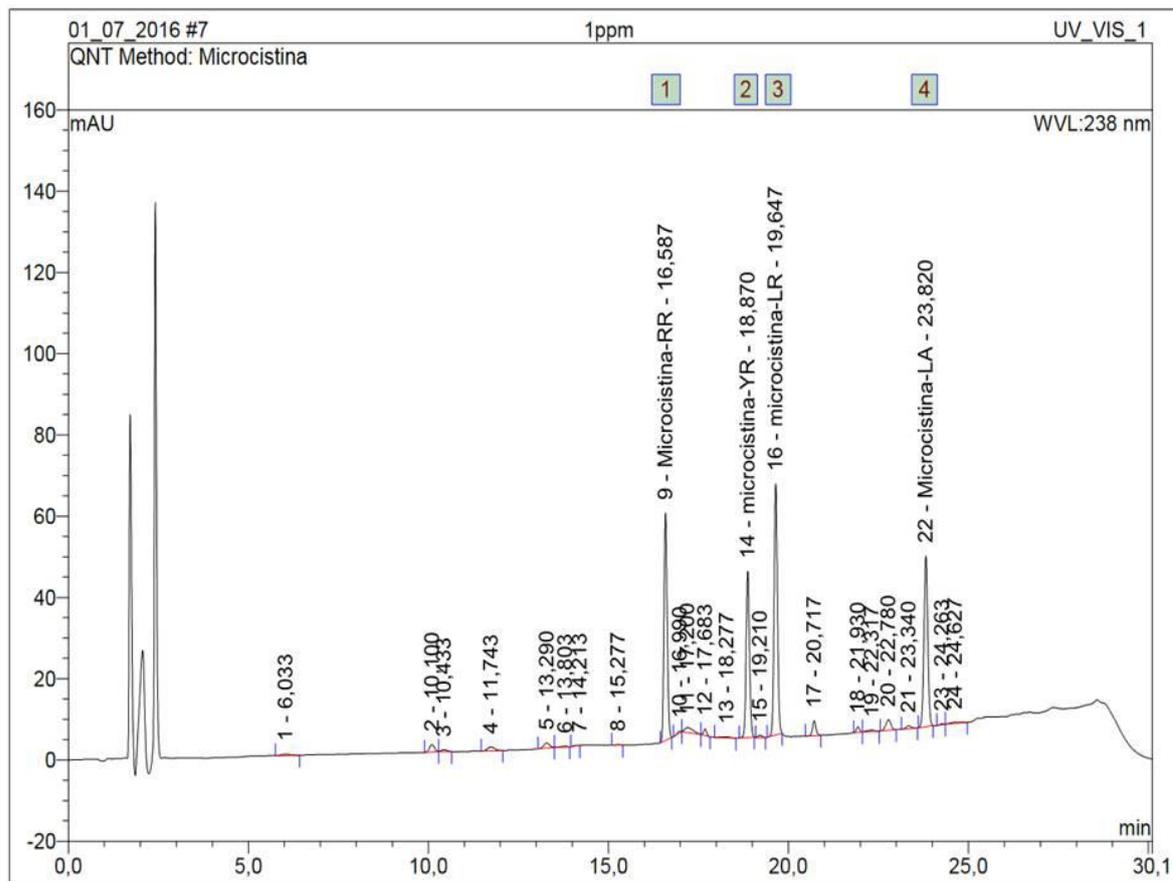


Figura 32. Cromatograma das variantes de microcistinas (RR, YR, LA e LR) analisadas em HPLC.

5.6 CULTIVO DE CIANOBACTÉRIAS

5.6.1 Cultivo e isolamento

Cianobactérias vivas foram coletadas do reservatório Água Preta, em junho/2014, com garrafas de Van Dorn a uma profundidade de 3,6 metros da Zona eufótica, em um ponto próximo ao canal de ligação com o Lago Bolonha.

A espécie foi identificada a partir das medidas morfométricas dos 30 primeiros indivíduos observados em microscopia óptica (Axiostar plus, Carl Zeiss, Germany), com oculares de medição, acoplado a câmera fotográfica (Axiocam MRc, Carl Zeiss). Para a identificação e a classificação da espécie utilizou-se o sistema de Komárek e Anagnostidis (2005).

O isolamento da cianobactéria foi realizado por capilaridade através da técnica de pescaria. A amostra foi cultivada em meio líquido BG- 11 (RIPPKA, 1979). Um litro de BG- 11 contém 75 mg $MgSO_4 \cdot 7H_2O$, 36 mg $CaCl_2 \cdot 2H_2O$, 1,5 g $NaNO_3$, 40 mg K_2HPO_4 , 6,0 mg ácido cítrico, 6,0 mg citrato férrico amoniacal, 1,0 mg EDTA, 20 mg Na_2CO_3 , 2,86 mg

H_3BO_3 , 1.81 mg MnCl_2 , 0.22 mg ZnSO_4 , 0.04 mg Na_2MoO_4 , 0.08 mg CuSO_4 e 0.05 mg $\text{Co}(\text{NO}_3)_2$, com a adição de ciclohexamida para interromper o crescimento de eucariotos.

O sistema de cultura foi do tipo fechado em câmaras de cultivo e crescimento (Humidity, Panasonic). As culturas foram não contínuas e a cepa foi mantida por tréplica em tubos de ensaio contendo 15 mL de meio de cultura BG- 11 e a repicagem realizada a cada 30 dias, sendo mantido um tubo antigo, do qual se obtém duas novas réplicas (JACINAVICIUS et al., 2013) (Figura 33).

A temperatura de incubação foi de $24^\circ\text{C} \pm 1^\circ$, luminosidade de aproximadamente $60 \mu\text{mol photon m}^2.\text{s}^{-1}$, pH 8,0 e fotoperíodo de 12 h de luz (GORHAM, 1964). A cepa de cianobactéria encontra-se depositada na coleção do Laboratório de Biologia Ambiental, da Seção de Meio Ambiente do Instituto Evandro Chagas-LBA/SAMAM/IEC sob a codificação LBAAP-1.

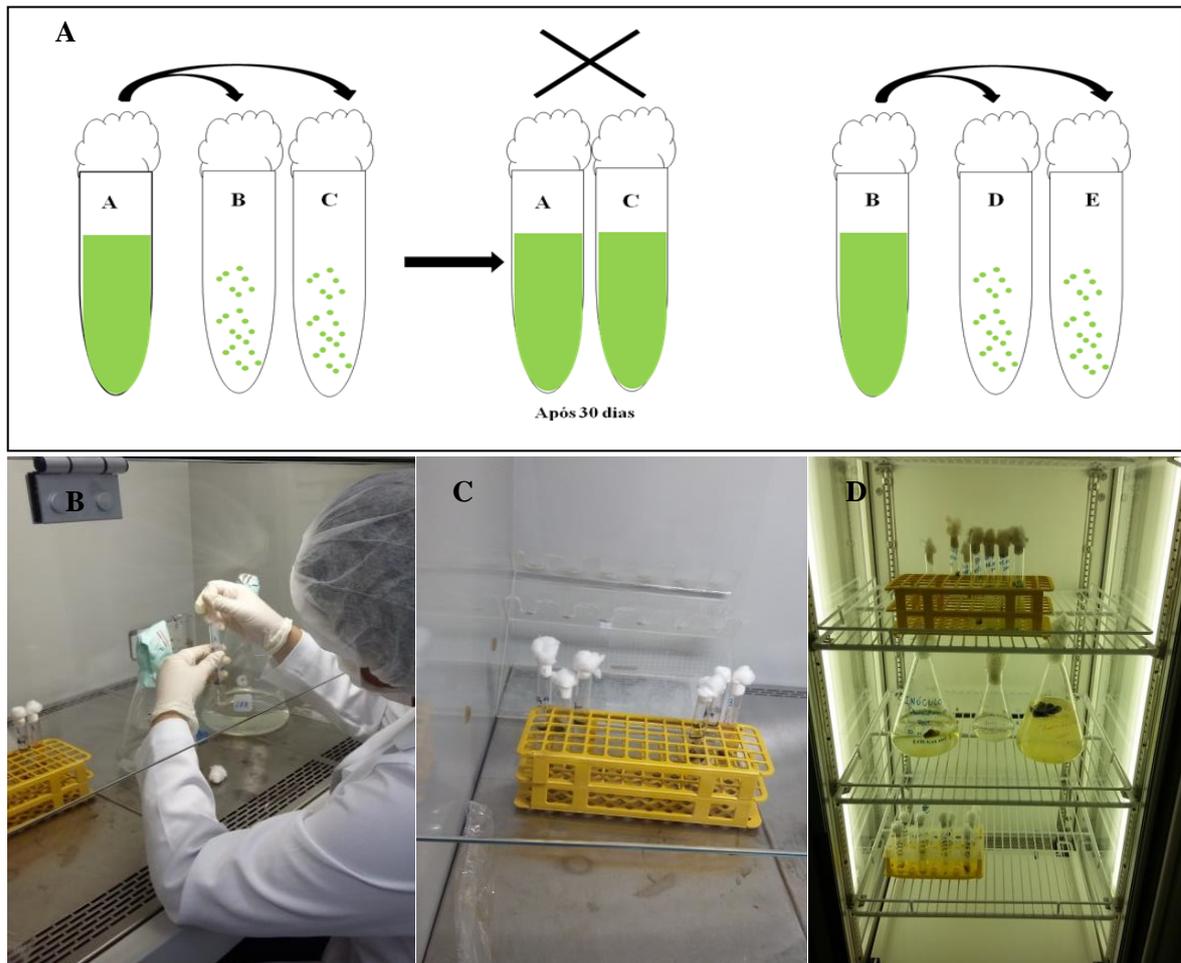


Figura 33. Manutenção da cepa de cianobactéria isolada do Lago Água Preta, Belém, Pará: A- Desenho esquemático da repicagem das amostras; B- meio BG-11 em tubo de ensaio contendo a amostra; C- Repicagem mensal de cepa; D- tubos de repicagem em câmara de crescimento.

5.6.2 Preparo do inóculo: análise de microcistinas e saxitoxina

Foram cultivados dois inóculos de cianobactérias (2L cada) por 50 dias ou até atingir $6,0 \times 10^6$ cel/mL, compatível a fase exponencial do inóculo, sendo um denominado meio artificial- MA, no qual se cultivou a cianobactéria em meio líquido BG-11 com água destilada; e outro chamado meio natural- MN, onde o meio BG-11 foi acrescido de água do reservatório Água Preta, a qual foi filtrada em de celulose (0,45 μ m de porosidade) e teve sua característica físico-química determinada (Tabela 2).

Tabela 2. Característica físico-química e concentrações de metais das águas do reservatório Água Preta (Pará, Brasil) usada no meio natural.

Físico-químico	Concentrações	Metais	Concentrações
pH	5.52	Mn	0.03
Temperatura	29.27	Na	17.46
Condutividade elétrica	214.20	Mg	2.33
Sólidos totais dissolvidos	132.6	Pb	0.03
Salinidade	0.10	Zn	0.006
Oxigênio dissolvido	5.0	Na	16.12
Cor Aparente	8.0	Ni	0.003
Sólidos totais suspensão	3.0	Ca	2.2
Turbidez	2.0	Cd	0.00007
Alcalinidade	15.0	Al	0.01
DBO	6.0	Ba	0.016
DQO	7.0	Cu	0.01
Fosfato	0.26	Fe	0.006
Nitrito	0.01	Co	0.0042
Nitrato	1.80	Cr	0.0001
N-Amoniacal	0.07		
Sulfato	6.00		
Dureza Total	2.19		
Fósforo Total	0.09		

Foram analisadas as microcistinas (variantes RR, YR e LR) e saxitoxinas (variantes STXb, GTX 2,3, GTX 5, STXf) em meio extracelular e intracelular usando sub- amostras de 200 mL de cada inoculo (Figura 34).

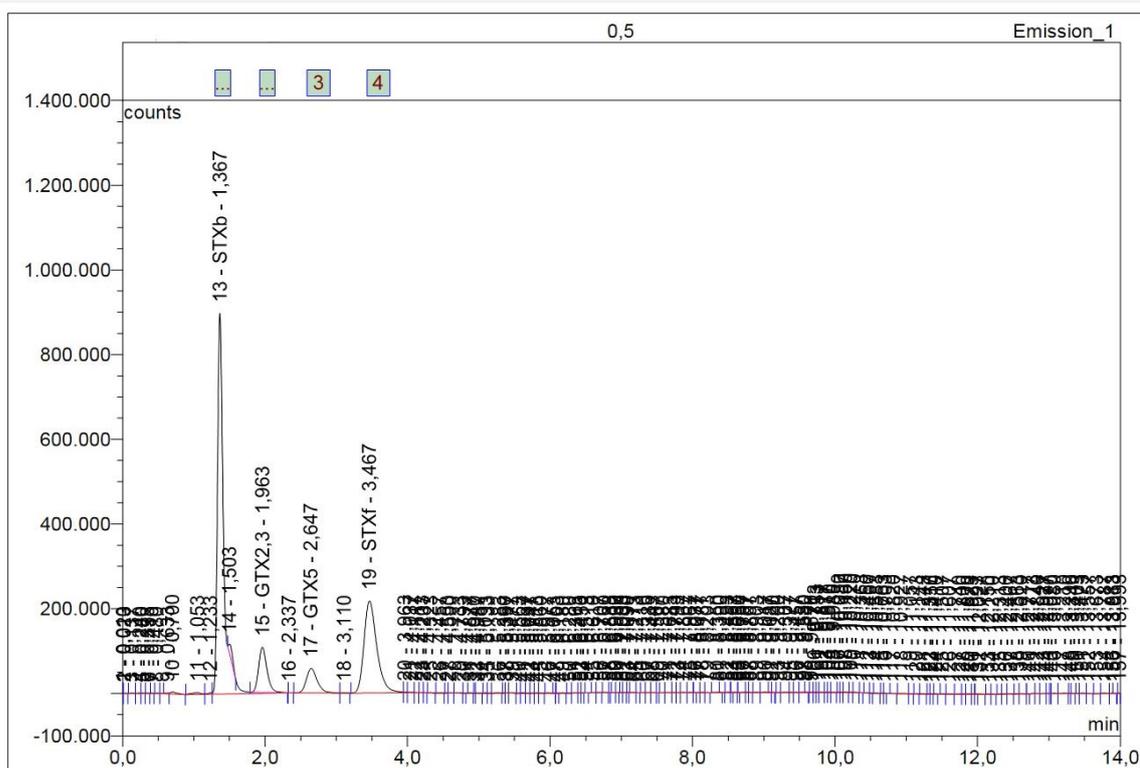


Figura 34. Cromatograma das variantes de saxitoxinas (STXb, GTX 2,3, GTX 5, STXf) analisadas em HPLC.

Para a extração de microcistinas e saxitoxinas dos meios de cultura (extracelular) se utilizou a mesma metodologia da extração e análise de microcistinas das águas superficiais do reservatório (descrita no item 5.5).

Para a extração de microcistinas nas cepas (intracelular), as amostras foram liofilizadas (Liotop LT108). O liofilizado foi misturado com metanol 75%, sendo 18 mL de solvente, e sonicado em gelo durante 5 minutos, em seguida as soluções foram centrifugadas a 4.000 rpm por 12 minutos, o sobrenadante foi recuperado e submetido a extração em fase sólida (SPE): o extrato foi percolado em cartucho C18 condicionado (4 mL de metanol 100% seguido de 4 mL de água), em seguida 4 mL de metanol 20% foi aplicado ao cartucho e descartado, então a toxina foi eluída e coletada utilizando 1 mL de metanol 90% + 0,1% de TFA. Os extratos foram novamente centrifugados a vácuo a 1.300 rpm a 40°C até que estivessem completamente secos, depois foram ressuspensos em 1 mL de metanol 20% e sonicados em banho à 40°C por 5 minutos para posterior injeção em HPLC.

Para a extração de saxitoxinas nas cepas, o liofilizado foi misturado com HCl 0,1M, sendo 10 mL de solvente, e sonicado em gelo durante 5 minutos, em seguida as soluções foram fervidas por 5 minutos, resfriadas em gelo e centrifugadas a 4.000 rpm por 12 minutos, o sobrenadante foi recuperado e submetido a extração em fase sólida (SPE): o extrato foi percolado em cartucho C18 condicionado (2 mL de metanol 100% seguido de 2 mL de HCl 0,1M) e coletado. A toxina foi eluída em 2 mL de água e também foi coletada juntamente com

o filtrado anterior. Os extratos foram conservados a -20°C até preparo para aplicação em HPLC.

Na Cromatografia Líquida de Alta Eficiência as análises de microcistinas foram realizadas utilizando uma coluna C18 de cromatografia líquida de fase reversa (250 mm x 10 mm, 5 μm) à temperatura de 40°C em condições isocráticas com fase móvel A (Acetonitrila/TFA 0,05%) e fase móvel B (Água/TFA 0,05%), com um fluxo de 0,3 mL/minuto, um volume de injeção de 20 μL e um tempo de corrida de 30 minutos. Utilizou-se um detector de arranjo de diodos (DAD – Diode Array Detector) operando a 238 nm. Os espectros UV foram comparados com padrões de microcistinas comerciais: MC-LR, MC-RR e MC-YR (Sigma-Aldrich).

Antes de serem injetados no HPLC, os extratos de saxitoxinas foram submetidos ao procedimento chamado Derivatização Pré-coluna (oxidação com peróxido) (LAWRENCE; NIEDZWIADK, 2001) através da qual é realizada a oxidação das toxinas antes de passarem pela coluna cromatográfica para a detecção das mesmas por fluorescência. Este procedimento foi realizado conforme descrito por Turrell, Lacaze e Stobo (2006).

A análise de saxitoxinas foi realizada utilizando uma coluna C18 de cromatografia líquida de fase reversa (4,6 mm x 150 mm, 5 μm) à temperatura de 30°C . Fase móvel A (formiato de amônio 0,1M) e fase móvel B (formiato de amônio 0,05M com 5% de acetonitrila) com um fluxo de 2 mL/minuto, um volume de injeção de 25 μL e um tempo de corrida de 14 minutos. Foi utilizado um detector de fluorescência ajustado para o comprimento de onda de 340 nm em excitação e 395 nm em emissão. Os espectros foram comparados com padrões de saxitoxinas comerciais: DC-SXT-b, GTX 2,3, GTX 5 e STX-f (Sigma-Aldrich).

As análises por cromatografia líquida de alta eficiência foram realizadas utilizando um cromatógrafo Dionex Ultimate 3000.

5.6.3 Curvas de crescimento

Após a homogeneização do inóculo artificial em agitador magnético, durante 4 horas, foram distribuídos 10 mL deste inóculo em 30 elenmeyers contendo 100 ml de meio artificial, cada. O mesmo foi feito para 30 elenmeyers contendo 100 ml de meio natural, cada.

As amostras foram acondicionadas em câmara de crescimento durante 30 dias (GORHAM, 1964). A cada três dias foram retiradas três amostras (tréplica), escolhidas através de sorteios aleatórios utilizando o Office Excell®, as quais representaram um tempo.

Para cada elenmeyer foram retirados 50 ml de amostra para a análise de clorofila- *a* (PARSONS; STRICKLAND, 1963). Os elenmeyers foram redistribuídos conforme sorteio aleatório de forma que todas as amostras se posicionaram em todos os cantos da câmara de cultivo. As características da colonização da cepa (cor, tipo de colonização, bolhas) e da população foram observadas durante os intervalos do experimento.

5.6.4 Taxas de crescimento, tempo de duplicação e rendimento celular máximo.

Para o cálculo da taxa de crescimento as células de cianobactérias foram contadas em câmara de sedimentação (UTERMÖHL, 1958) no início (N_o) e no final de experimento (N_f).

Após a determinação da curva, foram calculadas as taxas de crescimento (μ /dia) e o tempo de duplicação (G/dia) para a fase exponencial da espécie em cada tipo de meio de cultura (natural ou artificial). Estas taxas foram calculadas com a média das contagens dos três elenmeyer ($n=3$), segundo as fórmulas apresentadas por Fogg e Thake (1987):

$$\mu = (\ln N_f - \ln N_o) \cdot (t - t_o)^{-1} \qquad G = \ln 2 \cdot \mu^{-1}$$

μ é a velocidade específica de crescimento.

G é o tempo de duplicação celular, calculado a partir de μ .

N_o é o número inicial de células/mL no tempo inicial t_o .

N é o número final de células/mL no tempo t

5.6.5 Análise da ultraestrutura

A ultraestrutura foi analisada por meio das imagens de microscopia eletrônica de transmissão- MET, com as seguintes etapas: fixação 1; fixação 2; lavagem; fixação 3, contrastação, desidratação, infiltração, inclusão, cortes dos blocos e contrastes e lavagens dos cortes.

As amostras de células de cianobactérias foram fixadas (fixação 1) por 30 segundos com PFA a 4%; glutaraldeído a 0,5%; PHEM 1X e 5mM de sacarose. A segunda fixação foi realizada com as soluções de glutaraldeído a 2%; 3mM $CaCl_2$ e 5mM sacarose, durante 2 horas. Foi utilizado o tampão cacodilato 0,1M para lavar as amostras fixadas.

Após a lavagem as amostras foram fixadas com tetróxido ósmio a 1% e ferrocianeto de potássio a 0,8%. Novamente se fixou o material (fixação 3) três vezes utilizando o tampão cacodilato 0,1M e deixou em overnight.

Para a contrastação em bloco se utilizou o acetato uranila (1–2,5%) em acetona ou etanol (25,50 ou 70%). Após o contraste que durou 1 hora fez-se a desidratação da amostra em acetona crescente (50% em 10 minutos e 70% em 10 minutos).

A infiltração das amostras foi realizada em concentração crescente de Epon diluído em acetona ou óxido de propileno até chegar em Epon puro e DMP-30 na seguinte ordem: acetona (2:1); Epon por 1h ou overnight; acetona (1:1); Epon por 8h ou overnight; acetona (1:2); Epon por 8h ou overnight; Epon puro por 8h ou overnight; Epon puro (1,5mL: 1gota) e DMP-30 em overnight na geladeira.

A inclusão das amostras foi realizada em Epon e DMP-30 utilizando formas apropriadas deixando polimerizar em estufa a 60°C por 48h. Os blocos foram cortados em ultramicrotomia, onde se obteve secções entre 60–70 nm (cor prata).

Os cortes foram contrastados com acetato de uranila a 5% por 20 minutos à 60°C em uma placa de petri úmida, submersos em citrato de chumbo (2 minutos) e lavados com água destilada.

5.7 CÁLCULO DO ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO (IET) DO AMBIENTE

O índice e a classificação de estado trófico- IET foi calculado segundo Lamparelli (2004), seguindo as equações (1), (2) e (3) correspondendo ao cálculo da transparência da água através do disco de Secchi (S , m), a concentração de fósforo total (Ft , $\mu\text{g.L}^{-1}$) e a concentração de clorofila- a ($Cl a$, $\mu\text{g/L}$), respectivamente.

$$\text{IET } (S) = 10 \times (6 - ((\ln S)/\ln 2)) \quad (1)$$

$$\text{IET } (Pt) = 10 \times (6 - (1,77 - 0,42 \times (\ln Ft)/\ln 2)) \quad (2)$$

$$\text{IET } (Cl a) = 10 \times (6 - ((0,92 - 0,34 \times (\ln Cl a))/\ln 2)) \quad (3)$$

O índice é determinado através da fórmula (4) e cada IET foi separado em seis classes (Tabela 3).

$$\text{IET: } [\text{IET } (S) + \text{IET } (Ft) + \text{IET } (Cl a)]/3 \quad (4)$$

Tabela 3. Classificação dos níveis tróficos com base nos parâmetros de IET equivalente ao fósforo total (*Ft*), clorofila- *a* (*Cl a*), e transparência (*S*).

Nível trófico	<i>Ftot</i> (µg/L)	<i>Cl a</i> (µg/L)	<i>S</i> (m)	IET
Ultraoligotrófico	$\leq 0,008$	$< 1,17$	$> 2,4$	< 47
Oligotrófico	$0,008 < FT \leq 0,019$	$1,17 < Cl \leq 3,24$	$2,4 > S \geq 1,7$	$47 < IET \leq 52$
Mesotrófico	$0,019 < FT \leq 0,052$	$3,24 < Cl \leq 11,03$	$1,7 > S \geq 1,1$	$52 < IET \leq 59$
Eutrófico	$0,052 < FT \leq 0,120$	$11,03 < Cl \leq 30,55$	$1,1 > S \geq 0,8$	$59 < IET \leq 63$
Supereutrófico	$0,120 < FT \leq 0,233$	$30,55 < Cl \leq 69,05$	$0,8 > S \geq 0,6$	$63 < IET \leq 67$
Hipereutrófico	$> 0,233$	$> 69,05$	$< 0,6$	> 67

5.8 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Cada artigo traz o detalhamento das análises estatísticas adotadas conforme o objetivo de estudo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Atlas do Brasil: abastecimento urbano de água**. Brasília: ANA, 2010.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, C. L. O manejo da pesca em reservatórios da bacia do alto Rio Paraná: avaliação e perspectivas. In: NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.; JORCIN, A. (Orgs.) **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascatas**. São Carlos: Rima, 2005. 459 p.

AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO JÚNIOR, H. F. Peixe da bacia do alto rio Paraná. In: LOWE-MCCONNELL, R. H. (Ed.). **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: EDUSP, 1999. p. 374-400.

ALSTER, A. et al. Morphology and phylogeny of a non-toxic invasive *Cylindrospermopsis raciborskii* from a Mediterranean Lake. **Hydrobiologia**, v. 639, n. 1, p. 115-128, 2010.

ALVES, S.; ARAÚJO, V. A. B. **Avaliação microbiológica de cursos d'água na Ilha do Combu e Igarapé do Tucunduba, localizados no município de Belém-Pará**. 2004. 75 f. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso de Graduação em Biologia)– Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará, Belém, 2004.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater**. 19th ed. Washington: APHA, 2012.

ANDRINOLO, D.; SEDAN, D. Cianotoxinas. Farmacología y efectos de las principales toxinas presentes en Argentina. Microcystinas, Saxitoxinas, Anatoxinas, Cylindrospermopsinas, Lipopolisacáridos. In: GIANNUZZI, L.; HANSEN, M. (Org.). **Cianobacterias como determinantes ambientales de la salud**. Buenos Aires: Ministerio de Salud de la Nación, 2011. 160 p.

ARAKI, M.; et al. Artificially acquired chlorophyll- *b* is highly acceptable to the thylakoid-lacking cyanobacterium, *Gloeobacter violaceus* PCC 7421. **Plant Physiology and Biochemistry**, v. 81, p. 155-162, 2014.

ARAÚJO JÚNIOR, A. C. R. Indicadores de qualidade ambiental no lago Bolonha, parque estadual do Utinga, Belém-Pará. **Boletim Gaúcho de Geografia**, v. 42, n.1, p. 276-299, 2015.

ARAÚJO JÚNIOR, A. C. R.; AZEVEDO, A. K. A.; OLIVEIRA, I. S. Problemática da água na região metropolitana de Belém (RMB) – Pará: aspectos histórico-geográficos. **Acta Geográfica**, v. 7, n. 15, p. 117-131, 2013.

AZEVEDO, S. M. F. O. et al. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru – Brazil. **Toxicology**, v. 81, p. 441-446, 2002.

BAHIA, V. B.; FENZL, N.; MORALES, G. P. Caracterização da qualidade das águas subterrâneas da Bacia Hidrográfica do Utinga/Belém (PA) - a partir de dados hidrogeoquímicos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 15., 2008, **Anais...** Natal: CBAS, 2008. Livro eletrônico.

BAHIA, V. E. **Estudo hidrogeológico da área localizada entre o depósito de lixo metropolitano de Belém (Aurá) e o Lago Água Preta**. 2003. 117 f. Dissertação (Mestrado em Hidrogeologia)– Centro de Geociências, Universidade Federal do Pará, Belém, 2003.

BALANGODA, A. Artificial destratification effects on nitrogen and phosphorus dynamics in a eutrophic impoundment in the northern Great Plains. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 188, n. 8, p. 469-487, 2016.

BARTRAM, J. et al. Introduction. In: CHORUS, I.; BARTRAM, J. (Ed.). **Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management**. London: WHO & E & FN Spon, 1999. p. 1-14.

BEHM, D. **Coroner cites algae in teen's death**. Milwaukee: Milwaukee Journal Sentinel, 2003.

BEHRENDT, L. et al. Chlorophyll *f*- driven photosynthesis in a cavernous cyanobacterium. **The ISME Journal**, v. 14, n. 9, p. 38-49, 2015.

BELKINOVA, D. et al. Phytoplankton based assessment of ecological status of Bulgarian Lakes and comparison of metrics within the Water Framework Directive. **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 12, n. 1, p. 83-103, 2014.

BENGTSSON, L.; HERSCHY, R. W.; FAIRBRIDGE, R.W. (Ed.). **Encyclopedia of Lakes and Reservoirs**. New York: Springer Verlag, 2012. 954p.

BERNARDO, L. **Algas e suas influências na qualidade das águas e nas tecnologias de tratamento**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1995. 127 p.

BEST, E. P. H. et al. Studies on decomposition of *Ceratophyllum demersum* under laboratory and nutrients, quantitative changes in organic compounds and consequences for ambiente water and sediment. **Hydrobiologia**, v. 194, p. 91-114, 1990.

BICUDO, C. E. M.; MENEZES, M. **Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificações e descrições**. São Carlos: RIMA, 2006.

BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C. et al. Effects of light intensity and temperature on *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) with straight and coiled trichomes: growth rate and morphology. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, n. 2, p. 343-351, 2012.

BOOPATHI, T.; KI, J. S. Impact of environmental factors on the regulation of cyanotoxin production. **Toxins**, v. 6, n. 7, p. 1951-1978, 2014.

BORDALO, C. A. L; COSTA, F. E. V. Uma análise das primeiras experiências de gestão em bacias hidrográficas na Amazônia. **Entre-Lugar**, v. 3, n. 5, p. 103-115, 2012.

BORDALO, C. A. O paradoxo da água na região das águas: o caso da Amazônia brasileira. **Geosp – Espaço e Tempo**, v. 21, n. 1, p. 120-137, 2017.

BOTES, D. P. et al. The structure of cyanoginosin-LA, a cyclic heptapeptide toxin from the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. **Journal of the Chemical Society, Perkin Transactions**, I. v. 1, p. 2311-2318, 1984.

BOURKE, A. T. C.; HAWES, R. B. Freshwater cyanobacteria (blue-green algae) and human health. **Medical Journal of Australia**, v. 28, p. 491-492, 1983.

BOWES, M. J. et al. Spatial and temporal changes in chlorophyll-a concentrations in the River Thames basin, UK: are phosphorus concentrations beginning to limit phytoplankton biomass? **Science of the Total Environment**, v. 1, n. 426, p. 45-55, 2012.

BRASIL, Ministério das cidades. Secretaria nacional de saneamento ambiental-SNSA. **Sistema nacional de informações sobre saneamento: diagnóstico dos serviços de água e esgoto- 2015**. Brasília: SNSA/MCIDADES, 2017.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Monitoramento de cianobactérias nos mananciais de abastecimento de água para consumo humano no Brasil, 2012. **Boletim Epidemiológico**, v. 45, n. 1, p. 1-15, 2014.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011. **Diário Oficial da União**, Brasília. DF, 2011. Disponível em: <http://www.comitepcj.sp.gov.br/download/Portaria_MS_2914-11.pdf>. Acesso em: 12 maio 2014.

BRASIL. Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente nº 357. **Diário Oficial da União**, Brasília. DF, 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 10 nov. 2013.

CADEL-SIX, S. et al. A. Identification of a polyketide synthase coding sequence specific for anatoxin-a-producing *Oscillatoria* cyanobacteria. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 75, n. 14, p. 4909-4912, 2009.

CALIJURI, M. C.; ALVES, M. S. A.; SANTOS, A. C. A. **Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais**. São Carlos: RIMA, 2006. 118p.

CARDOSO, F. F. **Dinâmica da comunidade microfitoplanctônica relacionada com os parâmetros físico-químicos do estuário do rio Guajará-Mirim (Vigia - PA)**. 2009. 76 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aquática e Pesca)– Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará, Belém, 2009.

CARMICHAEL, W. W. Health effects of toxin-producing cyanobacteria: “The CyanoHAB”. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**, v. 7, p. 1393-1407, 2001.

CASALI, S. et al. Impact of the 2009 extreme water level variation on phytoplankton community structure in Lower Amazon floodplain lakes. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 23, n. 3, p. 260-270, 2011.

CAVALCANTE, L. M.; CRUZ, F. M.; LIMA, W. N. Avaliação de impactos ambientais em microbacias da região metropolitana de Belém (PA). In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 17., 2007. **Anais...** São Paulo: SBRH, 2007. Livro eletrônico.

CHANG, H. Q. et al. In-situ nitrogen removal from the eutrophic water by microbial-plant integrated system. **Journal of Zhejiang University Science B**, v.7, n. 7, p. 521-531, 2006.

CHARLTON, M. B. et al. Mapping eutrophication risk from climate change: Future phosphorus concentrations in English Rivers. **Science of the Total Environment**, v. 613-614, p. 1510-1526, 2017.

CHISWELL, R. K. et al. Stability of cylindrospermopsin, the toxin from the cyanobacterium, *Cylindrospermopsis raciborskii*: Effect of pH, temperature, and sunlight on decomposition. **Environmental Toxicology**, v. 14, p. 155-161, 1999.

CHORUS, I.; BARTRAM, J. (Ed.) **Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management**. London, GB: E&FN Spon: WHO, 1999. 416 p.

CIRÉS, S. et al. Temperature-dependent dispersal strategies of *aphanizomenon ovalisporum* (nostocales, cyanobacteria): implications for the annual life cycle. **Microbial Ecology**, v. 65, n. 1, p. 12-21, 2013.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Manual de cianobactérias planctônicas: legislação, orientações para o monitoramento e aspectos ambientais**. São Paulo: CETESB, 2013.

COMPANHIA DE SANEAMENTO DO PARÁ (COSANPA). **Plano Diretor do Sistema de Abastecimento de Água da Região Metropolitana de Belém**. Belém: COSANPA, 2004.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. **Diário Oficial da União**, Brasília. DF, 2005. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res_35705.pdf> Acesso: 16 maio 2014.

CORBEL, S.; MOUGIN, C.; BOUAICHA, N. Cyanobacterial toxins: Modes of actions, fate in aquatic and soil ecosystems, phytotoxicity and bioaccumulation in agricultural crops. **Chemosphere**, v. 96, p. 1-5, 2014.

COSTA, B. O. **Variação nictemeral do microfitoplâncton em um estuário do nordeste paraense, Brasil**. 2010. 102 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aquática e Pesca)– Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará, Belém, 2010.

COSTA, S. D. **Variação espaço-temporal do microfitoplâncton na região da foz do rio Guamá (estuário amazônico), Belém, PA**. 2008. 60 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal)– Universidade Federal do Pará, Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém, 2008.

COSTA, V. B. et al. Effects of a high energy coastal environment on the structure and dynamics of phytoplankton communities (Brazilian Amazon littoral). **Journal of Coastal Research**, n. 64, p. 354-358, 2011.

COSTA, V. B. et al. Microfitoplâncton do Lago Água Preta, Parque Ambiental de Belém (Pará, Brasil). Período mais chuvoso. **Uakari**, v. 6, n. 1, p. 75-86, 2010.

- COSTA, W. Valorizar a água da Amazônia: uma estratégia de inserção nacional e internacional. In: ARAGÓN, L.; CLUSENER-GODT, M. (Org.). **Problemática do uso local e global da água da Amazônia**. Belém: NAEA/UFPA/UNESCO. 2003.
- CUNHA, C. J. S. **Variação espacial e temporal do fitoplâncton do reservatório da usina hidrelétrica de Tucuruí - Pará**. Dissertação. 119 f. 2013. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aquática e Pesca)– Universidade Federal do Pará, 2013.
- CYR, H. Winds and the distribution of nearshore phytoplankton in a stratified lake. **Water Research**, v. 1, n.122, p. 114-127, 2017.
- DANTAS, E. W. et al. Heterogeneidade espacial da comunidade fitoplanctônica no reservatório de Araras, Estado do Ceará. In: MOURA, A. N.; ARAÚJO, E. L.; ALBUQUERQUE, U. P. (Org.). **Biodiversidade, potencial econômico e processos eco-fisiológicos em ecossistemas nordestinos**. Recife: NUPEA, 2008. p.181-208.
- DEMİR, A. N.; FAKIOĞLU, O.; DURAL, B. Phytoplankton functional groups provide a quality assessment method by the *Q* assemblage index in Lake Mogan (Turkey). **Turkish Journal of Botany**, v. 38, p. 169-179, 2014.
- DI BERNARDO, L.; MINILLO, A. DANTAS, A. D. B. **Floração de algas e cianobactérias: suas influências na qualidade da água e natecnologia de tratamento**. São Paulo: LDiBer Ltda, 2010. 135p.
- DILLENBERG, H. O.; DEHNEL, M. K. Toxic waterbloom in Saskatchewan, 1959. **Canadian Medical Association Journal**, v. 83, p. 1151-154, 1960.
- DING, Y.; SONG, L.; SEDMAK, B. UVB radiation as a potential selective factor favoring microcystin producing bloom forming Cyanobacteria. **PLoS One**, v. 8, n. 9, p. e73919, 2013.
- DINIZ, C. R. et al. Uso de macrófitas aquáticas como solução ecológica para melhoria da qualidade de água. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 9, supl., p. 226-230, 2005.
- DOWNING, J. A., WATSON, S. B., MCCAULEY, E. Predicting cyanobacteria dominance in lakes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**, v. 58, p. 1905-1908, 2001.
- DROBAC, D. et al. Human exposure to cyanotoxins and their effects on health. **Arhiv za higijenu rada i toksikologiju**, v. 64, n. 2, p. 305-315, 2013.
- DUY T. N. et al. Toxicology and risk assessment of freshwater cyanobacterial (blue-green algal) toxins in water. **Reviews of Environmental Contamination Toxicology**, v. 163, p. 113-185, 2000.
- DZIOCK, F. et al. Biological indicator systems infloodplains: a review. **International Review of Hydrobiology**, v. 91, p. 271-291, 2006.
- EL SEMARY, N. A. Microscopic, molecular, and biochemical investigations to characterize a benthic cyanoprokaryote *Leptolyngbya* strain from Egypt. **Microscopy Research and Technique**, v. 73, n. 3, p. 249-257, 2013.

EL-SHEHAWY, R. et al. Global warming and hepatotoxin production by cyanobacteria: what can we learn from experiments? **Water Research**, v. 46, n. 5, p. 1420-1429, 2012.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826 p.

ESTEVEES, F. A.; MEIRELLES-PEREIRA, F. M. Eutrofização artificial. In: **Fundamentos de Limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

ESTEVEES, F. A.; SUZUKI, S. M. Comunidade fitoplanctônica. In: **Fundamentos de Limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

FABBRO, L. D.; DUIVENVOORDEN, L. J. A two-part model linking multidimensional environmental gradients and seasonal succession of phytoplankton assemblages. **Hydrobiologia**, v. 438, p. 13-24, 2000.

FALCONER, I. R. **Cyanobacterial toxins of drinking water supplies: cylindrospermopsins and microcystins**. Boca Raton: CRC Press, 2005.

FALKOWSKI, P. G.; LIN, H.; GORBUNOV, M. Y. What limits photosynthetic energy conversion efficiency in nature? Lessons from the oceans. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences**, v. 372, n. 1730, 2017.

FIALKOWSKA, E.; PAJDAK-STÓŚ, A. Chemical and mechanical signals in inducing Phormidium (Cyanobacteria) defence against their grazers. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 89, n. 3, p. 659-669, 2014.

FIETZ, S. et al. Regional, vertical and seasonal distribution of phytoplankton and photosynthetic pigments in Lake Baikal. **Journal of Plankton Research**, v. 27, n. 8, p. 793-810, 2005.

FIGLIORE, M. F. et al. Characterization of nitrogen-fixing cyanobacteria in the Brazilian Amazon floodplain. **Water Research**, v. 39, n. 20, p. 5017-5026, 2005.

FOGG, G. E.; THAKE, B. *Algae cultures and phytoplankton ecology*. 3rd ed. Madison: University of Wisconsin Press, 1987. 269 p.

FOGG, G. E. et al. **The blue green algae**. London: Academic Press, 1973.

FONSECA, B. M.; BICUDO, C. E. M. Phytoplankton seasonal variation in a shallow stratified eutrophic reservoir (Garças Pond, Brazil). **Hydrobiologia**, v. 600, n. 1, p. 267-282, 2008.

FRANCESCHINI, I. M. et al. **Algas: uma abordagem filogenética, taxonômica e ecológica**. Porto Alegre: Artmed, 2010. 332 p.

FRANCESCHINI, I. M.; PRADO, J. F.; BURLIGA, A. L. Diversidade. In: FRANCESCHINI, I. M. et al. **Algas: Uma abordagem filogenética, taxonômica e ecológica**. Porto Alegre: Artmed, 2010. p. 73-213.

- FRENKEN, T. et al. Integrating chytrid fungal parasites into plankton ecology: research gaps and needs. **Environmental microbiology**, v. 19, n. 10, p. 3802-3822, 2017.
- FU, K. Z. et al. Cyanobacterial bloom dynamics in Lake Taihu. **Journal Environment Sciences (China)**, v. 1, n. 32, p. 249-251, 2015.
- FORTE, O. Parque do Utinga, em Belém, preserva belezas naturais da floresta. **G1 Pará**, jul. 2013. (Foto do Lago Bolonha). Disponível em: <<http://g1.globo.com/pa/para/noticia/2013/07/parque-do-utinga-em-belem-preserva-belezas-naturais-da-floresta.html>>. Acesso em: 07 jul. 2016.
- GACHON, C. M. M. et al. Algal diseases: spotlight on a black box. **Trends in Plant Science**, v.15, n. 11, p. 633-640, 2010.
- GARRITY, G. M.; BOONE, D. R.; CASTENHOLZ, R. W. **Bergey's Manual of Systematic Bacteriology**. The archea and the deeply branching and phototrophic bacteria. 2. ed. New York: [s.n.], 2001. v. 1.
- GAYLARDE, C. et al. Polyphasic detection of cyanobacteria in terrestrial biofilms. **Biofouling**, v. 20, n. 2, p. 71-79, 2004.
- GLIBERT, P. M. et al. Evidence for dissolved organic nitrogen and phosphorus uptake during cyanobacterial bloom in Florida Bay. **Marine Ecology Progress Series**, v. 280, n. 14, p. 73-83, 2004.
- GOMES, A. L. **Biodiversidade e densidade de cianobactérias em uma região portuária e industrial no estuário amazônico, Pará, Brasil**. Dissertação. 106 f. 2013. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aquática e Pesca)– Universidade Federal do Pará, Belém, 2013.
- GORHAM, P. R. et al. Isolation and culture of toxic strains of *Anabaena flos-aquae* (lyng) de Breb. **Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie**, v. 15, p. 796-804, 1964.
- GRAHAM, J. L. et al. Cyanotoxin mixtures and taste-and-odor compounds in cyanobacterial blooms from the Midwestern United States. **Environmental Science Technology**, v. 1, n. 44, p. 7361-7368, 2010.
- GRAHAM, J. L. et al. Guidelines for design and sampling for cyanobacterial toxin and taste-and-odor studies in lakes and reservoirs: U.S. **Geological Survey Scientific Investigations Report**, p. 5038-5052, 2008.
- GRAHAM, L. E.; WILCOX, L. W. **Algae**. New Jersey: [s.n], 2000. 700 p.
- GUZMÁN-GUILLÉN, R. et al. Vitamin E pretreatment prevents histopathological effects in tilapia (*Oreochromis niloticus*) acutely exposed to cylindrospermopsin. **Environmental Toxicology**, v. 10, n. 11, p. 1469-1485, 2015.
- HAJNAL, É.; PADISÁK, J. Analysis of long-term ecological status of Lake Balaton based on the ALMOBAL phytoplankton database. **Hydrobiologia**, v. 599, n. 1, p. 227-237, 2008.

- HEUSSNER, A. H. et al. Toxin content and cytotoxicity of algal dietary supplements. **Toxicology Applied Pharmacology**, v. 265, n. 2, p. 263-271, 2012.
- HILTON, J. et al. How green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers. **Science of The Total Environment**, v. 365, n. 1-3, p. 66-83, 2006.
- HOFFMANN, L.; KOMÁREK, J.; KAŠTOVSKÝ, J. System of cyanoprokaryotes (cyanobacteria) – state in 2004. **Algological Studies**, v. 117, p. 95-115, 2005.
- HOLANDA, P. S. et al. Flow analysis and modeling of the lake Água Preta: water source of the Belém metropolitan área. **Engenharia Térmica**, v. 9, n. 1-2, p. 74-80, 2010.
- HOLANDA, P. S. et al. Hydrodynamic modeling and morphological analysis of lake Água Preta: one of the water sources of Belém-PA-Brazil. **Journal of the Brazilian Society of Mechanical Sciences and Engineering**, v. 33, n. 2, p. 117-124, 2011.
- HOLANDA, P. S. et al. Hydrodynamic modeling of the lake Água Preta: water source of the Belém metropolitan área. In: INTERNATIONAL CONGRESS OF MECHANICAL ENGINEERING, 20., **Anais...** Gramado: ICME, 2009. Livro eletrônico.
- HUMPAGE, A. R. et al. Cylindrospermopsin genotoxicity and cytotoxicity: Role of cytochrome P-450 and oxidative stress. **Journal of Toxicology and Environmental Health Part A**, v. 14, n. 68, p. 739-753, 2005.
- HUSZAR, V. L. M.; REYNOLDS, C. S. Phytoplankton periodicity and sequences of dominance in an Amazonian floodplain lake (Lago Batata, Pará, Brazil): Responses to gradual environmental change. **Hydrobiologia**, v. 346, p. 169-181, 1997.
- HUSZAR, V. L. M. et al. Phytoplankton species composition in more sensitive than OECD criteria to the trophic status of three Brazilian tropical lakes. **Hydrobiologia**, v. 369/370, p.59-71, 1998.
- INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER (IARC). Ingested nitrate and nitrite, and cyanobacterial peptide toxins. **IARC Monographs**, v. 94, p.1-457, 2010.
- INSTITUTE TREATS BRAZIL. **Ranking of the sanitation 2017**: institute treats Brazil. Disponível em: <<http://www.tratabrasil.org.br/datafiles/estudos/ranking/2017/relatorio-completo.pdf>>. Acesso em: 1 set. 2017.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **CENSO 2010**: Aglomerados Subnormais Informações Territoriais. Rio de Janeiro: IBGE, 2013.
- _____. **Atlas de saneamento básico 2011**. Rio de Janeiro: IBGE, 2011.
- _____. **Censo Demográfico 2010**. Rio de Janeiro: IBGE, 2010.
- INSTITUTO DE DESENVOLVIMENTO ECONOMICO, SOCIAL E AMBIENTAL DO PARÁ (IDESP). **Estatística Municipal**: Ananindeua. Ananindeua: IDESP 2014a. Disponível em: <<http://www.idesp.pa.gov.br/pdf/estatisticaMunicipal/pdf/Ananindeua.pdf>>. Acesso em: 19 jan. 2014a.

INSTITUTO DE DESENVOLVIMENTO ECONOMICO, SOCIAL E AMBIENTAL DO PARÁ (IDESP). **Estatística Municipal**: Belém. Belém: IDESP, 2014b. Disponível em: <<http://www.idesp.pa.gov.br/pdf/estatisticaMunicipal/pdf/Belem.pdf>>. Acesso em: 19 jan. 2014b.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). **Dados da Rede INMET**. Dados Históricos. 2015. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>>. Acesso em: 20 jan. 2015.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. ISO 20179:2005. **Water quality**: determination of microcystins: method using solid phase extraction (SPE) and high performance liquid chromatography (HPLC) with ultraviolet (UV) detection. [S.l.]: International Organization for Standardization, 2005.

JACINAVICIUS, F. R. et al. **Manual para cultivo de cianobactérias**. **Publicações Virtuais, Instituto de Botânica**. São Paulo, 2013. p. 32. Disponível em: <http://botanica.sp.gov.br/files/2013/09/virtuais_4cianobact%20C3%A9rias.pdf>. Acesso em: 20 abr. 2013.

JAWORSKA, B. et al. Phytoplankton dominance structure and abundance as indicators of the trophic state and ecological status of Lake Kortowskie (northeast Poland) restored with selective hypolimnetic withdrawal. **Archives of Polish Fisheries**, v. 22, n. 1, p. 7-15, 2014.

JOHNSON, H. E. et al. Cyanobacteria (*Nostoc commune*) used as a dietary item in the Peruvian highlands produce the neurotoxic amino acid BMAA. **Journal of Ethnopharmacology**, v. 118, n. 1, p. 159-165, 2008.

JONES, G.; KORTH, W. *In situ* production of volatile odour compounds by river and reservoir phytoplankton populations in Australia. **Water Science and Technology**, v. 31, n. 11, p. 145-151, 1995.

KAASALAINEN, U. et al. Cyanobacteria produce a high variety of hepatotoxic peptides in lichen symbiosis. **National Academy of Sciences**, v. 109, p. 5886-5891, 2012.

KAEBERNICK M.; NEILAN B. A. Ecological and molecular investigations of cyanotoxin production. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 35, p. 1-9, 2001.

KAMINSKI, A. et al. Determination of anatoxin-a stability under certain abiotic factors. **Harmful Algae**, v. 28, p. 83-87, 2013.

KAPLAN, A. et al. The languages spoken in the water body (or the biological role of cyanobacterial toxins). **Frontiers in Microbiology**, v. 3, n. 138, p. 1-138, 2012.

KIVAISI, A. K. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. **Ecological Engineering**, v. 16, p. 545-560, 2001.

KLUMPP, A. et al. Variation of nutrient and metal concentrations in aquatic macrophytes along the Rio Cachoeira in Bahia (Brazil). **Environment International**, v. 28, p. 165-171. 2002.

- KNOLL, A. H. Cyanobacteria and earth history. In: HERRERO, Antonia; Flores, Enrique (Org.). **The Cyanobacteria: molecular biology, genomics and evolution**. Norfolk: Caister Academic Press, 2008. p. 1-19.
- KOMÁREK, J. Cyanoprocaryota 3. Teil: Heterocytous genera. In **Süßwasserflora von Mitteleuropa freshwater flora of central Europa**. Berlin: Spektrum Akademischer Verlag, 2013. 1748 p.
- KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Cyanoprocaryota 1. Teil: Chroococcales. In: MOESTRUP, Ø.; CALADO, A. **Süßwasserflora von Mitteleuropa freshwater flora of central Europa**. Berlin: Spektrum Akademischer Verlag, 2008. 548 p.
- KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Cyanoprocaryota 2. Teil/Part 2: Oscillatoriales. In: MOESTRUP, Ø.; CALADO, A. **Süßwasserflora von Mitteleuropa freshwater flora of central Europa**. Berlin: Spektrum Akademischer Verlag, 2007, 759 p.
- KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Cyanoprocaryota 2. teil/ 2nd part: oscillatoriales. In: BÜDEL, B. et al. (Ed.). **Süßwasserflora Von Mitteleuropa 19/2**. Heidelberg: Elsevier/Spektrum, 2005. 759p.
- KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Modern approach to the classification system of Cyanophytes 2 Chroococcales. **Archiv für Hydrobiologie Supplement 73, 2 Algological Studies**, v. 43, p. 247-345, 1986.
- KOPF, M. et al. Expression profiling of the bloom-forming cyanobacterium *Nodularia CCY9414* under light and oxidative stress conditions. **The ISME Journal**, v. 9, n. 10, 2139-2159, 2015.
- KOZAK, A.; GODYN, R.; DONDAJEWSKA, R. Phytoplankton Composition and Abundance in Restored Maltański Reservoir under the Influence of Physico-Chemical Variables and Zooplankton Grazing Pressure. **PLoS ONE**, v. 10, n. 4, p. e0124738, 2015.
- KRAWCZYK, D.; GONGLEWSKI, N. Determining suspended solids using a spectrophotometer. **Sewage and Industrial Wastes**, v. 31, p. 1159-1164, 1969.
- KRUK, C. et al. Classification schemes for phytoplankton: A local validation of a functional approach to the analysis of species temporal replacement. **Journal of Plankton Research**, v. 24, p. 901-912, 2002.
- KURMAYER, R. The toxic cyanobacterium *Nostoc* sp. strain 152 produces highest amounts of microcystin and nostophycin under stress conditions. **Journal Phycology**, v. 47, n. 1, p. 200-220, 2011.
- LAAMANEN, M. J. et al. Diversity of toxic and nontoxic nodularia isolates (cyanobacteria) and filaments from the Baltic Sea. **Applied Environmental Microbiology**, v. 67, n. 10, p. 4638-4647, 2001.
- LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. 235 f. Tese (Doutorado em Ecologia)– Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

- LAWRENCE, J. F.; NIEDZWIADK, B. Quantitative determination of paralytic shellfish poisoning toxins in shellfish by using prechromatographic oxidation and liquid chromatography with fluorescence detection. **Journal of AOAC International**, v. 84, n. 4, p. 1099-1108, 2001.
- LEE, R. E. **Phycology**. London: Cambridge, 2008.
- LI, X. et al. Effects of rainfall patterns on water quality in a stratified reservoir subject to eutrophication: Implications for management. **Science of the Total Environment**, v. 521-522, p. 27-36, 2015.
- LIMA, A. M. M. et al. Fatores hidrológicos e geológicos associados ao comportamento de bacias hidrográficas urbanas. In: SIMPÓSIO DE GEOLOGIA DA AMAZÔNIA, 13., 2013, **Anais...** Belém: SGAM, 2013. Livro eletrônico.
- LIMA, W. N. ; SANTOS, M. T. P. Avaliação geoquímica ambiental de águas residuárias e de matéria orgânica degradada de canais de drenagem urbana (Belém-PA). **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Série Ciências da Terra**, v. 13, n. 1, p. 3-40, 2001.
- LIRA, G. A. S. T.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; MOURA, A. N. Structure and dynamics of phytoplankton community in the Botafogo Reservoir-Pernambuco-Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 52, n. 2, p. 493-501, 2009.
- LIU, X.; LU, X.; CHEN, Y. The effects of temperature and nutrient ratios on Microcystis blooms in Lake Taihu, China: an 11-year investigation. **Harmful Algae**, v. 10, p. 337-343, 2011.
- MAINSTONE, C. P.; PARR, W. Phosphorus in rivers: ecology and management. **Science of The Total Environment**, v. 282-283, p. 25-47, 2002.
- MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona: Òmega, 1983, 1009 p.
- MARTINS-DA-SILVA, R. C. V. Chlorellaceae (Chlorophyceae, Chlorococcales) do lago Água Preta, município de Belém, estado do Pará. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Botânica**, v. 13, n. 2, p. 113-138, 1997b.
- MARTINS-DA-SILVA, R. C. V. **Chlorophyceae (Algae, Chlorophyta) do lago Água Preta, município de Belém, estado do Pará**. 1994. 134 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas)– Universidade Federal do Pará, Belém, 1994.
- MARTINS-DA-SILVA, R. C. V. Família Scenedesmaceae (Chlorophyceae, Chlorococcales) do lago Água Preta, município de Belém, estado do Pará. **Acta Botanica Brasílica**, v. 11, n. 2, p. 135-152, 1997a.
- MARTINS-DA-SILVA, R. C. V. Novas ocorrências de Chlorophyceae (Algae, Chlorophyta) para o estado do Pará. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**, v. 12, n. 1, p. 21-57, 1996.
- MARTINS-DA-SILVA, R. C. V.; C. E. M. BICUDO. Algas planctônicas (exclusive diatomáceas) do lago Água Preta, Belém, Pará. In: GOMES, J. I. et al. (Org.). **Mocambo:**

diversidade e dinâmica biológica da Área de Pesquisa Ecológica do Guamá (APEG). Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi & Embrapa Amazônia Oriental, 2007. p. 175-249.

MATOS, F. O. et al. Influencia da Maré na Dissolução de Poluentes Gerados no Depósito de Resíduos Sólidos da Região Metropolitana de Belém-PA. **Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer**, Goiânia, v. 7, n. 13, p. 1-11, 2011b.

MATOS, F. O. et al. Impactos Ambientais Decorrentes do Aterro Sanitário da Região Metropolitana de Belém-Pa: Aplicação de Ferramentas de Melhoria Ambiental. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v. 12, n. 39, p. 1-9, 2011a.

MEES, J. B. R. et al. Removal of organic matter and nutrients from slaughterhouse wastewater by using *Eichhornia crassipes* and evaluation of the generated biomass composting. **Revista Engenharia Agrícola**, v. 29, n. 3, p. 466-473, 2009.

MELO, R. C. N. et al. "Histological approaches for high-quality imaging of zooplanktonic organisms". **Micron**, v. 38, n. 7, pp. 714-721, 2007.

MELO, S.; HUSZAR, V. L. M. Phytoplankton in an Amazonian flood-plain lake (Lago Batata, Brasil): Diel variation and species strategies. **Journal of Plankton Research**, v. 22, p. 63-76, 2000.

MEREL, S. et al. State of knowledge and concerns on cyanobacterial blooms and cyanotoxins. **Environment International**, v. 59, p. 303-327, 2013.

MILLER, M. A. et al. Evidence for a novel marine harmful algal bloom: cyanotoxin (microcystin) transfer from land to sea otters. **PLoS One**, v. 10, n. 5, p. 1-9, 2010.

MLOUKA, A. et al. The gas vesicle gene cluster from *Microcystis aeruginosa* and DNA rearrangements that lead to loss of cell buoyancy. **Journal of Bacteriology**, v. 186, p. 2355-2365, 2004.

MOHAMED, Z. A. et al. Occurrence of cyanobacteria and microcystin toxins in raw and treated waters of the Nile River, Egypt: implication for water treatment and human health. **Environmental Science and Pollution Research International**, v. 22, n. 15, p. 11716-1127, 2015.

MOLICA, R.; AZEVEDO, S. Ecofisiologia de cianobactérias produtoras de cianotoxinas. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n. 2, p. 229-246, 2009.

MONTEIRO, J. H. P. et al. **Manual de Gerenciamento Integrado de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro: IBAM, 2001.

MONTEIRO, M. D. R. et al. Composição e distribuição do microfítotoplâncton do rio Guamá no trecho entre Belém e São Miguel do Guamá, Pará, Brasil. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém**, v.3, p. 341-351, 2009.

MORALES, G. P. **Avaliação ambiental dos recursos hídricos, solos e sedimentos na área de abrangência do depósito de resíduos sólidos do Aurá**. 2002. 240 f. Tese (Doutorado em Hidrogeoquímica)- Centro de Geociências, Universidade Federal do Pará, Belém, 2002.

MORALES, G. P.; FENZL, N. Environmental impact for ofthe deposit of solid waste of the "Aurá" Belém-PA. In: INTERNATIONAL GEOLOGICAL CONGRESS, 31., 2000, **Anais...** Rio de Janeiro: IGC, 2000. Livro eletrônico.

MOWE, M. A. D. et al. Tropical cyanobacterial blooms: a review of prevalence, problem taxa, toxins and influencing environmental factors. **Journal of Limnology**, v. 74, n. 2, p. 205, p. 24-224, 2014.

NABOUT, J. C.; NOGUEIRA, J.; OLIVEIRA, L. G. Phytoplankton community of floodplain lakes of the Araguaia River, Brazil, in the rainy and dry seasons. **Journal of Plankton Research**, v. 28, n. 2, p. 181-193, 2006.

NARIKAWA, R. et al. Red-shifted red/green-type cyanobacteriochrome AM1_1870g3 from the chlorophyll d-bearing cyanobacterium *Acaryochloris marina*. **Biochemical and Biophysical Research Communications**, v. 461, n. 2, p. 390-395, 2015.

NASCIMENTO, E. L. **Fatores ambientais reguladores da dinâmica de cianobactérias no reservatório da Usina Hidrelétrica de Samuel, Rondônia (Amazônia Ocidental, Brasil)**. 2012. 166 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas)– Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.

NEILAN, B. A. et al. Environmental conditions that influence toxin biosynthesis in cyanobacteria. **Environmental Microbiology**, v. 15, n. 5, p. 1239-1253, 2013.

NOBLES, D. R.; ROMANOVIEZ, D. K.; HROWN, R. M. Cellulose in cyanobacteria origin of plant cellulose synthase?. **Plant physiology**, v. 127, n. 2, p. 529-542, 2001.

O`BRIEN, M. N. **Análise bacteriológica das águas do igarapé do Tucunduba do município de Belém – Pará**. 2002. 41 f. Monografia (Trabalho de Concluso de Curso de Graduação)– Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará, Belém, 2002.

O`NEIL, J. M. et al. The rise of harmful cyanobacteria blooms: the potential roles of eutrophication and climate change. **Harmful Algae**, v. 14, p. 313-334, 2012.

OLIVEIRA, F. H. P. C. et al. Seasonal changes of water quality in a tropical shallow and eutrophic reservoir in the metropolitan region of Recife (Pernambuco-Brazil). **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 86, n. 4, p. 1863-1872, 2014.

OLIVER, R. L., GANF, G. G. Freshwater blooms. In: WHITTON, B. A., POTTS, M. (Ed.), **The Ecology of Cyanobacteria**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers NL, 2000. p. 149-194.

ORR, P. T.; JONES, G. J.; DOUGLAS, G. B. Response of cultured *Microcystis aeruginosa* from the Swan River, Australia, to elevated salt concentration and consequences for bloom and toxin management in estuaries. **Marine and Freshwater Research**, v. 55, p. 277-283, 2004.

- OTERO, A.; VINCENZINI, M. *Nostoc* (cyanophyceae) goes nude: extracellular polysarsh rides several a sink for reducing power under unhi anced C/N metabolism. **Journal of Phycology**, v. 40, p. 74-81, 2004.
- PADISÁK, J.; CROSSETTI, L. O.; NASELLI-FLORES, L. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. **Hydrobiologia**, v. 621, n. 1, p. 1-19, 2009.
- PAERL, H. The cyanobacterial nitrogen fixation paradox in natural waters. **F1000Research**, v. 6, p. 244-250, 2017.
- PAERL, H. W. Mitigating harmful cyanobacterial blooms in a human- and climatically-impacted world. **Life (Basel)**, v. 4, n. 4. p. 998-1012, 2014.
- PAERL, H. W. Nutrient and other environmental controls of harmful cyanobacterial blooms along the freshwater-marine continuum. **Advances in Experimental Medicine and Biology**, v. 619, p. 216-241, 2008.
- PAERL, H. W., PAUL V. J. Climate change: Links to global expansion of harmful cyanobacteria. **Water Research**, v. 46, n. 5, p. 1349-1363, 2012.
- PAERL, H. W.; HALL, N. S.; CALANDRINO, E. S. Controlling harmful cyanobacterial blooms in a world experiencing anthropogenic and climatic-induced change. **Science of the Total Environment**, v. 409, n. 10, p. 1739-1745, 2011.
- PAERL, H. W.; HUISMAN, J. Blooms like it hot. **Science**, v. 320, n. 5872, p. 57-58, 2008.
- PAERL, H. W.; HUISMAN, J. Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. **Environmental Microbiology Reports**, v. 1, n. 1, p. 27-37, 2009.
- PAIVA, R. S. et al. Ecological considerations on the phytoplankton from Guajará Bay and from the Guam River estuary in Pará, Brazil. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais**, v. 1, n. 2, p. 133-146, 2006.
- PANTOJA, M; A; L. et al. Detection of channels and rivers impacted by illegal dumping of effluent in the city of Belém. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CARTOGRAFIA, 25., 2013. **Anais...** Curitiba: CBC, 2011. Livro eletrônico.
- PAPINEAU, D. et al. Composition and structure of microbial communities from stromatolites of Hamelin Pool in Shark Bay, wertern Australia. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 71, n. 8, p. 4822-4832, 2005.
- PARÁ. Decreto n 1.551, de 3 de maio de 1993. **Diário Oficial [do] Estado do Pará**, Belém, PA, 4 maio. 1993b. Disponível em: <http://www.sectam.pa.gov.br/decretos_detalle.php?iddecreto=5>. Acesso em: 15 mar. 2013.
- PARÁ. Decreto n 1.552, de 3 de maio de 1993. **Diário Oficial [do] Estado do Pará**, Belém, PA, 4 maio. 1993a. Disponível em: <http://www.sectam.pa.gov.br/decretos_detalle.php?iddecreto=5>. Acesso em: 15 mar. 2013.
- PARÁ. **Estatística municipal Belém**. Belém: PMB, 2014.

PARSONS, T. R.; STRICKLAND, J. D. H. Discussion of spectrophotometric determination of marine plankton pigments with revised equations of ascertaining chlorophyll a and carotenoids. **Journal of Marine Research**, v. 21, n. 3, p. 155-163, 1963.

PASSARINHO, K. N.; LOPES, M. R. N.; TRAIN, S. Diel responses of phytoplankton of an Amazon floodplain lake at the two main hydrological phases. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 25, n. 4, p. 361-374, 2013.

PEARSON, L. et al. On the chemistry, toxicology and genetics of the cyanobacterial toxins, microcystin, nodularin, saxitoxin and cylindrospermopsin. **Marine Drugs**, v. 8, n. 5, p. 1650-1680, 2010.

PEPERZAK, L. Climate change and harmful algal blooms in the North Sea. **Acta Oecologica**, v. 24, n. 1, 139-144, 2003.

PETRUCIO, M. M.; ESTEVES, F. A. Influence of photoperiod on the uptake of nitrogen and phosphorus in the water by *Eichhornia crassipes* and *Salvinia auriculata*. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 60, n. 3, p. 373-379, 2000.

POBEL, D., ROBIN, J., HUMBERT, J. F. Influence of sampling strategies on the monitoring of cyanobacteria in shallow lakes: lessons from a case study in France. **Water Research**, v. 45, n. 3, p. 1005-1014, 2014

POMPÊO, M. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 406-424, 2008.

PONTE, J. P. X.; BRANDÃO, A. J. D. N. Subsídios urbanísticos para um plano metropolitano de drenagem urbana, região metropolitana de Belém, Pará. In: ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO NACIONAL DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO EM ARQUITETURA E URBANISMO ARQUITETURA, CIDADE E PROJETO: UMA CONSTRUÇÃO COLETIVA, 3., **Anais...** São Paulo: ENANPARQ, 2014.

QI, Y. et al. Seven new microcystin variants discovered from a native *Microcystis aeruginosa* strain-unambiguous assignment of product ions by tandem mass spectrometry. **Rapid Communications Mass Spectrometry**, v. 30, n. 29, p. 220-224, 2015.

QUI, B., GAO, K. Effects of CO₂ enrichment on the bloom-forming cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* (Cyanophyceae): physiological responses and relationships with the availability of dissolved inorganic carbon. **Journal of Phycology**, v. 38, p. 721-729, 2002.

RASTOGI, R. P.; INCHAROENSAKDI, A.; MADAMWAR, D. Responses of a rice-field cyanobacterium *Anabaena siamensis* TISTR-8012 upon exposure to PAR and UV radiation. **Journal of Plant Physiology**, v. 171, n. 16, p. 1545-1553, 2015.

REYNOLDS, C. S. **Ecology of phytoplankton**. Cambridge: Cambridge University Press, 2006. 535p.

REYNOLDS, C. S. et al. Towards classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research**, v. 24, n. 5, p. 417-428, 2002.

RIBEIRO, K. T. S. **Qualidade sanitária da água em área de influência de duas bacias hidrográficas e saúde humana em Belém– Pará**. 2002. 280 f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Sócio-Ambiental)– Núcleo de Altos Estudos Amazônicos, Universidade Federal do Pará, Belém, 2002.

RIPPKA, R. Isolation and purification of Cyanobacteria. In: PACHER, L.; GLAZER, A. N. (Ed.). *Cyanobacteria methods in enzymology*. **Blackwell**, v. 167, p. 3-27, 1979.

RODRIGUES, J. E. C. et al. **Atlas Ambiental do Município de Belém**. Belém, 2012. Relatório Final. IFCH/FGC.

ROUND, F. E.; CRAWFORD, R. M.; MANN D. G. **Diatoms: Biology and Morphology of the Genera**. 5. ed. Cambridge: Cambridge University Press, 2007. 760 p.

SÁ, L. L. C. et al. Ocorrência de uma Floração de Cianobactérias Tóxicas na Margem direita do Rio Tapajós, no Município de Santarém (Pará, Brasil). **Revista Pan-Amazônica de Saúde**, v. 1, p. 159-166, 2010.

SADAVA, D. et al. **Vida: a ciência da Biologia**. Porto Alegre: Artmed, 2009.

SAGERT, S. et al. Development of a phytoplankton indicator system for the ecological assessment of brackish coastal waters (German Baltic Sea coast). **Hydrobiologia**, v. 611, p. 91-103, 2008.

SANT'ANNA, C. L. et al. **Manual Ilustrado para Identificação e Contagem de Cianobactérias Planctônicas de Águas Continentais Brasileiras**. Rio de Janeiro: Interciência. Sociedade Brasileira de Ficologia- SBFic, 2006. 58 p.

SANTOS, F. M. C.; BOINA, W. L. O. Bioindicadores: utilização de macrófitas aquáticas para avaliação de ambientes lacustres. **Colloquium Vitae**, v. 9, n. 1, p. 23-27, 2017.

SANTOS, L. S. et al. Geotecnologia aplicada na análise de bacias hidrográficas e rede de drenagem: estudo das bacias hidrográficas do Murucutu e Aurá, Belém, Pará. **Revista Sodebras**, v. 11. n. 124, 2016.

SANTOS, V. C. P. Aurá de Gentes, Lixo e Água: Ação Pública e Racionalidades em confronto em Belém (PA). **Revista de Direito da Cidade**, v. 6, n. 1, p. 65-89, 2014.

SARAIVA, A. L. L. SARAIVA, A. L. L. **Análise dos impactos da dinâmica de nutrientes e sólidos sobre a qualidade do ambiente lêntico usado para abastecimento de comunidades amazônicas**. 2012, 144f. Tese (Engenharia de recursos naturais da Amazônia)– Instituto de Tecnologia, Universidade Federal Pará, Belém, 2012.

SCHEMBRI, M.; NEILAN, B.; SAINT, C. Identification of genes implicated in toxin production in the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*. **Environmental Toxicology**, v. 16, p. 413-421, 2001.

SCHOPF, J. W. The paleobiological Record of photosynthesis. **Photosynthesis research**, v. 107, n. 1, p. 87-101, 2011.

- SEDAN, D.; ANDRINOLO, D. Cianobacterias y Cianotoxinas. Efectos en la salud humana. Casos informados y primeros acercamientos al estudio epidemiológico. In: GIANNUZZI, L.; HANSEN, M. (Org.). **Cianobacterias como determinantes ambientales de la salud**. Buenos Aires: Ministerio de Salud de la Nación, 2011. p. 59-70.
- SENA, B. A. et al. Composition of Microphytoplankton of an Estuarine Amazon River, Pará, Brazil. **Biota Amazonia**, v. 5, n. 2, p. 1-9, 2015.
- SHAPIRO, J. Current beliefs regarding dominance by blue greens: The case for the importance of CO₂ and pH. **Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie**, v. 24, p. 38-54, 1990.
- SIEROSLAWSKA, A.; RYMUSZKA, A.; ADASZEK, Ł. Effects of cylindrospermopsin on the phagocytic cells of the common carp (*Cyprinus carpio* L.). **Journal of Applied Toxicology**, v. 35, n. 11, p. 1406-1414, 2015.
- SILVA, D. F. **Utilização de indicadores biológicos na avaliação da qualidade da água da baía do Guajará e do rio Guamá (Belém-Pará)**. 2006. 72 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal)– Universidade Federal do Pará, Belém, 2006.
- SILVA, S. C. F. **Ecotoxicologia de cianobactérias no canal principal do Baixo Rio Tapajós, Santarém, Pará, Amazônia, Brasil – Santarém**. 2012. 93 f. Dissertação (Pós Graduação em Recursos Naturais da Amazônia)– Universidade Federal do Pará, Belém, 2012.
- SINHA, R. et al. Increased incidence of *Cylindrospermopsis raciborskii* in temperate zones: is climate change responsible? **Water Research**, v. 46, n. 5, p. 1408-1419, 2012.
- SIOLI, H. Das Wasser in Amazonasgebiet. **Forschung Fortschritt**, v. 26, p. 274-280, 1950.
- SIQUEIRA, G. W.; APRILE, F. Avaliação de risco ambiental por contaminação metálica e material orgânico em sedimentos da bacia do Rio Aurá, Região Metropolitana de Belém – PA. **Acta Amazonica**, v. 43, n. 1, p. 51-62, 2014.
- SOARES, R. M. Toxicologia de cianotoxinas: microcistinas as estrelas do tema. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n. 2, p. 259-271, 2009.
- SOULE, T.; SHIPE, D.; LOTHAMER, J. Extracellular polysaccharide production in a Scytonemin deficient mutant of *Nostoc punctiforme* under UVA and oxidative stress. **Current Microbiol**, v. 73, n. 4, p. 455-462, 2016.
- SOUSA, E. B. de et al. Variação temporal do fitoplâncton e dos parâmetros hidrológicos da zona de arrebentação da Ilha Canela (Bragança, Pará, Brasil). **Acta Botanica Brasílica**, v. 23, p. 1084-1095, 2009.
- SOUSA, E. B. et al. Microfitoplâncton de águas costeiras amazônicas: Ilha Canela (Bragança, PA, Brasil). **Acta Botanica Brasílica**, v. 22, p. 626-636, 2008.
- SOUSA, E. B. de et al. Dinâmica Sazonal do Fitoplâncton do Parque Estadual do Charapucu (Afuá, Arquipélago do Marajó, Pará, Brasil). **Biota Amazônia**, v. 5, p. 34-41, 2015

- SOUSA, E. B. **Ecologia e taxonomia das diatomáceas (Bacillariophyta):** potencial bioindicador da qualidade da água do Lago Água Preta, Belém, Pará, Brasil. 2009. 114 f. Monografia (Especialização em Gestão Ambiental)– Núcleo de Meio Ambiente, Universidade Federal do Pará, Belém, 2009.
- SOUZA, M. B. G. et al. The role of atelomixis in phytoplankton assemblages' replacement in Dom Helvécio Lake, South-East Brazil. **Hydrobiologia**, v. 607, p. 211-224, 2008.
- STEFANELLI, M. et al. Survival, growth and toxicity of *Microcystis aeruginosa* PCC 7806 in experimental conditions mimicking some features of the human gastro-intestinal environment. **Chemico-Biological Interactions**, v. 215, p. 54-61, 2014.
- TAVARES, M. D. R. M. **Estrutura da comunidade microfitoplanctônica da área de influência da UHE de Tucuruí-Pará.** 55 f. 2011. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aquática e Pesca)– Universidade Federal do Pará, Belém, 2011.
- TEIXEIRA, M. G. et al. Gastroenteritis epidemic in the area of the Itaparica dam, Bahia, Brazil. **Bulletin of the Pan American Health Organization**, v. 27, p. 244-253, 1993.
- TIAN, W. et al. Phytoplankton Diversity Effects on Community Biomass and Stability along Nutrient Gradients in a Eutrophic Lake. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 14, n. 1, 2017.
- TONK, I. Salt tolerance of the harmful cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 46, p. 117-123, 2007.
- TREMARIN, P. I. et al. *Aulacoseira calypsi* sp. nov. (Coscinodiscophyceae) from an Amazonian lake, northern Brazil. **Phycological Research**, v. 61, n. 4, p. 292-298, 2013.
- TRINDADE, F. Foto do Lago Água Preta. Disponível em: <<http://www.skyscrapercity.com/showthread.php?p=66079731>> Acesso em: 7 jul. 2015.
- TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez.** 2. ed. São Carlos: Rima, 2005.
- TUNDISI, J. G. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p. 7-16, 2008.
- TURNER, P. C. et al. Pneumonia associated with cyanobacteria. **British Medical Journal**, v. 300, n. 1440-1441, 1990.
- TURNER, S. Molecular systematics of oxygenic photosynthetic bacteria. **Plant Systematics and Evolution**, v. 11, p. 13-52, 1990.
- TURRELL, E. A., LACAZE, J. S.; STOBO, L. Determination of paralytic shellfish poisoning (PSP) toxins in UK shellfish. **Harmful Algae**, v. 6, p. 438-448, 2007.
- UENO, Y. et al. Detection of microcystins, a blue-green algal hepatotoxin, in drinking water sampled in Haimen and Fusui, endemic areas of primary liver cancer in China, by highly sensitive immunoassay. **Carcinogenesis**, v. 17, n. 6, p. 1317-1321, 1996.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Method 200.7:** Determinations of Metals and trace elements in water and wastewater by inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry. [S.l.]: USEPA, 2007. 58 p.

UTERMÖHL, H. Zur vervollkommung der quantitativen phytoplankton-Methodik. **Mitteilungen Internationale Vereinigung fuer Theoretische und Angewandte Limnologie**, v. 9, p. 1-38, 1958.

VAN DEN HOEK, C.; MANN, D. G.; JAHNS, H. M. **Algae:** an introduction to phycology. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. 627p.

VAZ, M. G. M. V. et al. Pantanalinema gen. nov. and Alkalinema gen. nov.: novel pseudanabaenacean genera (Cyanobacteria) isolated from saline-alkaline lakes. **International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology**. Bethesda, p. 298-308. 2015.

VICHI, S. et al, Contamination by Microcystis and microcystins of blue-green algae food supplements (BGAS) on the Italian market and possible risk for the exposed population. **Food Chemical Toxicology**, v. 50, n. 12, p. 4493-4499, 2012.

VIDAL, T. F.; CAMPELO NETO, J. Dinâmica de nitrogênio e fósforo em reservatório na região semiárida utilizando balanço de massa. **AGRIAMB**, v. 18, p. 402-407, 2014.

VIEIRA, J. M. S. et al. 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.

VIEIRA, J. M. S. et al. Microcystin production by *Radiocystis fernandoi* (Chroococcales, Cyanobacteria) isolated from a drinking water reservoir in the city of Belém, PA, Brazilian Amazonia region. **Toxicon**, v. 42, n. 7, p. 709-713, 2003.

VILHENA, M. P. S. P. et al. Chemical composition of phytoplankton from the estuaries of Eastern Amazonia. **Acta Amazonica**, v. 44, p. 513-526, 2014.

WAGNER, C.; ADRIAN, R. Cyanobacteria dominance: quantifying the effects of climate change. **Limnology and Oceanography**, v. 54, p. 2460-2468, 2009.

WALSBY, A. E., HAYES, P. K. BOJE, R. The gas vesicles, buoyancy and vertical distribution of cyanobacteria in the Baltic Sea. **European Journal of Phycology**, n. 30, p. 87-94, 1995.

WANG, J.; SALATA J. J.; BENNETT, P. B. Saxitoxin is a gating modifier of HERG K⁺ channels. **The Journal of General Physiology**, v. 121, n. 6, p. 583-598, 2003.

WEBSTER, I. T. Effect of wind on the distribution of phytoplankton cells in lakes. **Limnology and oceanography**, n. 5, v. 35. p. 989-1001, 1990.

WERNER, V. R. et al. **Cyanophyceae in Lista de Espécies da Flora do Brasil**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2013. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/floradobrasil/FB98990>>. Acesso em: 11 jan. 2015.

- WERNER, V. R. et al. Morphological and molecular studies of *Sphaerospermopsis torques-reginae* (Cyanobacteria, Nostocales) from South American water blooms. **Phycologia**, v. 51, n. 2, p. 228, 2012.
- WIESE, M. et al. Neurotoxic alkaloids: Saxitoxin and its analogs. **Marine Drugs**, v. 8, p. 2185-2211. 2010.
- WINSTON, G. **Freshwater Algal Toxins: Implications for Physicians, Public Health Officials and Researchers** Joint American-Israeli Medical Toxicology Conference American College of Medical Toxicology and the Israel Society of Toxicology Rambam Medical Center, Haifa, Israel. November 16-17, 2010. Disponivel em: <http://www.acmt.net/2010_Joint_American_Israeli_Conference_-_Syllabus.html>. Acesso em: 15 jul. 2015
- WOOD, S. A. et al. Recent invader or indicator of environmental change? A phylogenetic and ecological study of *Cylindrospermopsis raciborskii* in New Zealand. **Harmful Algae**, v. 39, p. 64-74, 2014.
- WORMER, L. et al. Cylindrospermopsin is not degraded by co-occurring natural bacterial communities during a 40-day study. **Harmful Algae**, v. 7, p. 206-213, 2008.
- XU, B. Y. et al. Structure of the gas vesicle protein GvpF from the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. **Acta Crystallographica Section D Biological Crystallography**, v. 70, n. 11, p. 3013-3022, 2014.
- YAN, X. et al. Climate warming and cyanobacteria blooms: Looks at their relationships from a new perspective. **Water Research**, v. 125, p. 449-457, 2017.
- YANG, X. et al. Mechanisms and assessment of water eutrophication. **Journal of Zhejiang University Science B**, v. 9, n. 3, p. 197-209, 2008.
- YUNES, J. S. et al. Cyanobacterial neurotoxins from Southern Brazilian Freshwaters. **Comments on Toxicology**, v. 9, p. 103-115, 2003.
- YUNES, J. S. Florações de *Microcystis* na Lagoa dos Patos e o seu Estuário: 20 Anos de Estudos. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, p. 313-318, 2009.
- ZAR, J. H. **Bioestatistical Analysis**. New Jersey: Prentice Hall, 1999.
- ZHANG, F. et al. Cyanobacteria blooms and non-alcoholic liver disease: evidence from a county level ecological study in the United States. **Environmental Health**, v. 7, n. 1, p. 41, 2015.
- ZHANG, Y. S. et al. Correlation analysis among characters of gas vesicle in *Microcystis* strains. **Huan Jing Ke Xue**, v. 32, n. 8, p. 2273-2278, 2011.
- ZHANG, Y. S. et al. Correlation analysis among characters of gas vesicle in *Microcystis* strains. **Huanjing KeXue, Chinese Journal of Environmental Science**, v. 32, n. 8, p. 2273-2278, 2011.

6 RESULTADOS

6.1 ARTIGO 1: QUALIDADE DA ÁGUA E DINÂMICA DO FITOPLÂNCTON NO RESERVATÓRIO DE ABASTECIMENTO DE POPULAÇÕES AMAZÔNICAS (ÁGUA PRETA, BRASIL): IMPLICAÇÕES PARA O GERENCIAMENTO

QUALIDADE DA ÁGUA E DINÂMICA DO FITOPLÂNCTON NO RESERVATÓRIO DE ABASTECIMENTO DE POPULAÇÕES AMAZÔNICAS (ÁGUA PRETA, BRASIL): IMPLICAÇÕES PARA O GERENCIAMENTO

Resumo: A variação espaço-temporal do fitoplâncton depende da hidrologia, morfologia, química da água e intervenções climáticas e antrópicas no ambiente aquático. Este estudo foi realizado no reservatório de abastecimento de água de Belém (Brasil), denominado Lago Água Preta, com o objetivo de avaliar os mecanismos ambientais reguladores da dinâmica fitoplanctônica em águas amazônicas destinadas ao abastecimento humano. No reservatório foram amostrados 144 pontos, em três profundidades da zona eufótica, nos meses de dezembro/2013 e março/2014 (chuvosos), junho e setembro de 2014 (menos chuvosos). O fitoplâncton qualitativo (incluindo as cianobactérias) foi coletado com redes de plâncton de 20 e 45 μm . O fitoplâncton quantitativo e a clorofila-*a* foram coletados com garrafa de Van Dorn. Os fatores físico-químicos da água e as concentrações de microcistinas RR, YR e LR foram analisados e correlacionados com a estrutura do fitoplâncton através de análise multivariada. O mês de junho apresentou maior densidade do fitoplâncton (4226,8 ind/mL). As diatomáceas foram as mais representativas (37,1%), seguidas pelas cianobactérias (29,0%) e clorofíceas (23,5%). No reservatório foram identificadas duas zonas prioritárias para o monitoramento: compartimento 1 (em setembro/2014) com águas paradas, sombreadas por macrófitas, pH mais alcalino, pouco material em suspensão com elevadas densidades de cianobactérias cujas espécies realizam migração vertical; e compartimento 4 que apresentou elevadas densidades de cianobactérias filamentosas bentônicas. As cianobactérias não liberaram cianotoxinas nas águas brutas. Os meses menos chuvosos foram propícios ao crescimento das cianobactérias devido a maior carga de nutrientes nitrogenados e fósforo. Entretanto, a baixa profundidade, os ventos e a vazão de entrada de água do Rio Guamá, principal rio que abastece o reservatório, definiram o padrão de circulação das águas e promoveram a dominância das diatomáceas no fitoplâncton, o intercâmbio de fósforo na Zeu e a condição eutrófica do ambiente.

Keywords: reservatório raso; abastecimento de água; cianobactérias

INTRODUÇÃO

O Brasil possui 20% das reservas de água doce do mundo e cerca de 70% destas se encontram na Amazônia (COSTA, 2003). Esta é uma região de contrastes, pois possui o maior índice de disponibilidade hídrica *per capita* do país e ao mesmo tempo vive uma crise de desigualdade no acesso à água potável (BORDALO, 2017). Esta realidade é possivelmente influenciada pela baixa cobertura de saneamento básico, principalmente a coleta e tratamento de esgoto, e estrutura precária dos sistemas de abastecimento de água que estão entre os piores do Brasil (IBGE, 2013; BRASIL, 2017; INSTITUTO TRATA BRASIL, 2017).

Das 5.570 cidades brasileiras, 3.220 (57,8%) são abastecidas a partir da captação de águas superficiais (BRASIL, 2014) e tratamento simplificado. Destas, 192 se encontram na Amazônia e são abastecidas por rios, reservatórios e lagos. 32 municípios amazônicos reconhecem algum tipo de poluição ou contaminação nos mananciais usados para a captação de água, causada, principalmente, por despejo de esgotos sanitários não tratados, destinação e disposição inadequada de lixo, intenso uso de agrotóxicos e atividades industriais e mineradoras (IBGE, 2011).

A Amazônia registrou um aumento populacional nos últimos anos a partir de fluxo migratório de diversos lugares do Brasil e internamente ocorreu a migração da população rural para os centros urbanizados (IBGE, 2013). Neste contexto, aumentaram os assentamentos voluntários no entorno dos rios que margeiam e cortam as grandes cidades (BORDALO, 2006). Estas habitações, também denominadas de “aglomerados urbanos subnormais”, são desprovidas de saneamento básico (INSTITUTO TRATA BRASIL, 2017) e tornam os reservatórios urbanos vulneráveis à contaminação e poluição.

Os esgotos domésticos são uma das principais fontes de nitrogênio e fósforo que promovem a eutrofização dos reservatórios (OLIVEIRA et al., 2014; PIRES et al., 2015). Esse fenômeno é definido pelo enriquecimento de um corpo de água por estes nutrientes resultando no crescimento do fitoplâncton e a formação de hipoxia (SCHINDLER, 2006; MEREL et al., 2013). A eutrofização pode deteriorar a qualidade da água e prejudicar suas principais funções como o abastecimento (ILEC, 2005) pela ocorrência de florações de cianobactérias tóxicas, resultando em problemas ambientais, sociais, econômicos (DODDS et al., 2009) e risco a saúde humana (CHORUS; BARTRAM, 1999).

Os reservatórios tropicais são ecossistemas aquáticos nos quais as características físicas, químicas e biológicas são fortemente controlados pela entrada de água dos rios com redução de volume em períodos de seca (THORNTON; KIMMEL; PAYNE, 1990), como

ocorre no Lago Água Preta, utilizado como reservatório de abastecimento de água potável da Região Metropolitana de Belém (Estado do Pará). Este lago possui fontes naturais e também é mecanicamente retroalimentado com as águas superficiais do Rio Guamá, corpo hídrico de grande porte que margeia parte dessa região.

Alguns estudos têm sido realizados neste reservatório principalmente para avaliar a qualidade das águas através dos parâmetros físico-químicos (VASCONCELOS; SOUZA, 2011; SILVA; MORALES; LIMA, 2014), microbiológicos (OLIVEIRA et al., 2013; VIEIRA et al., 2005) de hidrodinâmica, dispersão de nutrientes e sedimentos (HOLANDA et al., 2011; SANTOS et al., 2015) e diversidade planctônica (MELO; PAIVA, SILVA, 2006; MARTINS-DA-SILVA, BICUDO, 2007; COSTA et al., 2010; TREMARIN et al., 2013). Diferentes dos estudos pretéritos, neste estudo foram incluídas as análises da dinâmica espaço-temporal do fitoplâncton do reservatório Água Preta, com ênfase nas cianobactérias, abrangendo toda zona eufótica do lago e durante um período sazonal amazônico caracterizado por grande volume de chuvas.

MATERIAL E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

A Região Metropolitana de Belém (RMB), Estado do Pará, está localizada no Norte da Amazônia Oriental e compreende uma área de 2.930,981 km² com uma população de 2.275,032 habitantes (IBGE, 2010). Mais de 1 milhão de pessoas (75% da população) são abastecidas pelas águas superficiais dos lagos Bolonha e Água Preta, ambos localizados no Parque Estadual do Utinga (PEUT) e pertencentes à bacia hidrográfica do rio Murucutu. Este rio possui área de 27,40 km² e é composto por 32 canais de drenagem e ~21 nascentes, a maioria (18) inseridas em áreas urbanizadas (SANTOS et al., 2016). No entorno destes lagos, a altitude varia de 5 a 30 m com predominância do latossolo amarelo e gleissolo (SEMA, 2013). Estes lagos são interconectados através de um canal artificial de 1,5 km de extensão e a captação, com uma vazão média de entrada variando de 3.600 a 24.600 m³/h, do Rio Guamá em local a sudeste do lago Água Preta (Figura 1).

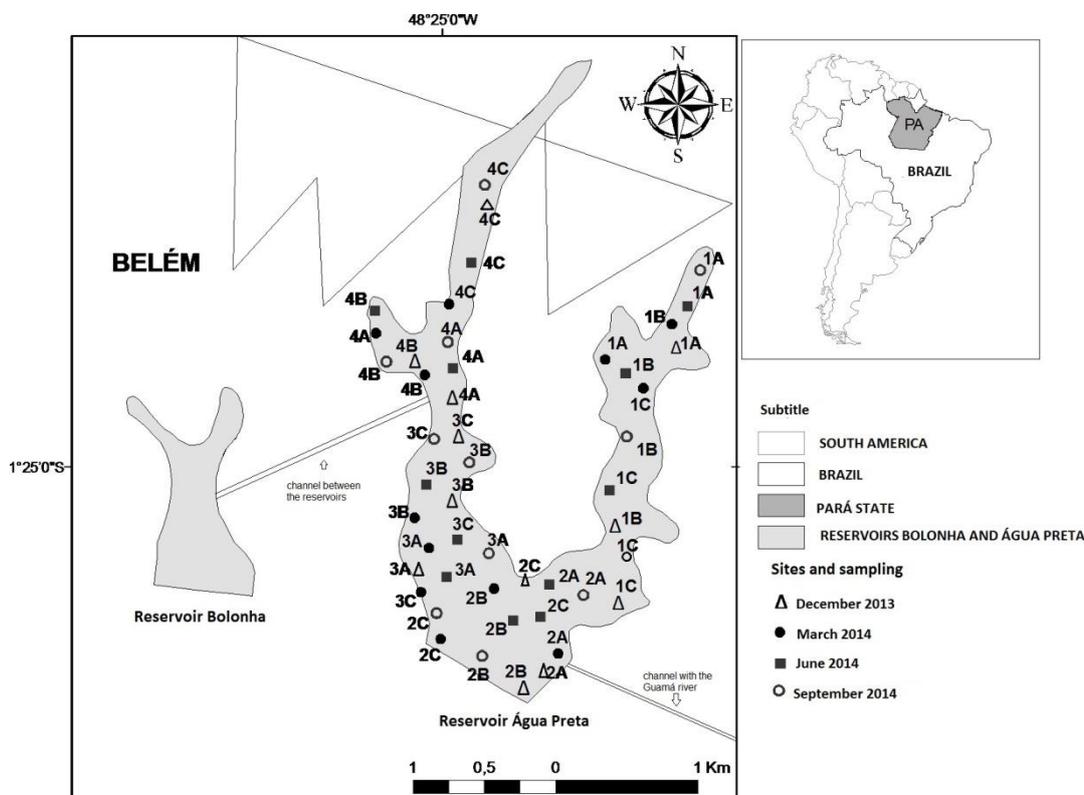


Figura 1. Mapa de localização do lago Água Preta com os meses e as estações de amostragens.

O Lago Água Preta apresenta uma área de ~22 km² (SANTOS et al., 2016), volume de 9,9 milhões de m³ (SEMA, 2013), profundidade máxima de 8,5 m e correntes com velocidade média de 0,33 m/s. É margeado por floresta nativa de terra firme, igapó e vegetação aquática.

O leito deste lago apresenta 83,5% de silte, 11,9% argila e 4,6% de areia, caracterizando um ambiente de baixa energia e sedimento do tipo mineral com 1,07% de matéria orgânica (SANTOS et al., 2013).

O clima da região é Af₁ de Köppen com temperatura variando de 31,5 a 33,1°C, umidade relativa do ar acima de 78% e ventos predominantes de leste e nordeste com variação de 4 a 7 km/h. A precipitação anual varia entre 2.769,4 a 3.775,6 mm com período chuvoso de dezembro a maio e menos chuvoso de junho a novembro (INMET, 2015).

Os maiores riscos à qualidade da água do reservatório Água Preta são a urbanização desordenada, a falta de esgotamento sanitário no entorno, a proximidade (~1,2 km) com um antigo depósito de resíduos sólidos urbanos e a captação de água do Rio Guamá, que recebe a descarga de água e esgoto sem tratamento de mais de 11 canais de drenagem urbana da RMB (LIMA; SANTOS, 2001).

AMOSTRAGENS

No Lago Água Preta foram estabelecidos quatro compartimentos de amostragens (1 a 4), a partir de suas características limnológicas e influência antrópica: 1 e 4 -a montante e a jusante, respectivamente, da entrada das águas do Rio Guamá e mais próximos a urbanização; 2- defronte ao canal de captação de água do Rio Guamá, e 3- a jusante do Rio Guamá. Em cada compartimento foram estabelecidas aleatoriamente três estações de coleta denominadas A, B e C (Figura 1). Em cada estação foram coletadas amostras em três profundidades da zona eufótica (Zeu), estabelecidas de acordo com a leitura do disco de Secch segundo o método de Cole (COLE, 1994). As amostragens foram trimestrais e realizadas nos meses de dezembro de 2013 e março (meses chuvosos), junho e setembro de 2014 (meses menos chuvoso).

PLUVIOSIDADE E VENTOS

Os valores históricos (1985 a 2014) de precipitação e ventos foram coletados da estação meteorológicas de Belém, localizadas no Parque Estadual do Utinga (código 82191, latitude -1.43, longitude -48.42 e altitude 10 m) e fornecidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia do Brasil (INMET, 2015).

FITOPLÂNCTON E CLOROFILA- *a*

Na amostragem do fitoplâncton utilizou-se redes de plâncton de 20 e 45 μm , visto que maximizaram a captura dos organismos de diversos tamanhos e reduziram o entupimento da rede por sedimento em suspensão. O arrasto foi do tipo horizontal na subsuperfície da água (3 minutos) e o material coletado foi fixado com solução de transeau (BICUDO; MENEZES, 2006). As amostras foram analisadas através de lâminas temporárias em microscópio biocular (Axiostarplus, Carl Zeiss, Germany) com oculares de medição acoplado a câmera fotográfica (AxiocamMRc, Carl Zeiss).

As amostragens para análise da densidade do fitoplâncton e cianobactérias foram feitas com garrafa de Van Dorn em três profundidades da Zeu. Alíquotas de 300 mL foram fixadas com lugol acético. O método de sedimentação (UTERMÖHL, 1958) foi empregado para identificação e contagem dos táxons. Todas as células, cenóbios, frústulas, lóricas, colônias ou filamentos foram considerados um indivíduo (ind/mL). As cianobactérias também foram contadas em células por mililitros (cel/mL). A determinação da floração de cianobactérias (elevada densidade) foi baseada no nível de alerta 1 da Organização Mundial contido na Portaria do Ministério da Saúde 2.914/2011 (BRASIL, 2011).

A identificação, a nomenclatura e o enquadramento taxonômico foram de acordo com as literaturas especializadas (ROUND, CRAWFORD; MANN; 1990; VAN DEN HOEK; MANN; JAHNS, 1995; BICUDO; MENEZES, 2006; KOMÁREK; ANAGNOSTIDIS, 2007; 2008; KOMÁREK, 2013).

As amostragens de água para determinação da concentração de clorofila-*a* foram feitas em garrafa de Van Dorn nas três profundidades da Zeu. Alíquotas de 300 mL foram resfriadas e filtradas a vácuo (filtros de celulose de porosidade de 0,45 μm), os pigmentos foram extraídos com acetona a 90% e analisados por espectrofotometria no UV-VIS (D2000 HANNA®) (PARSONS; STRICKLAND, 1963). A qualidade das águas superficiais foi determinada a partir da concentração deste pigmento e foi comparada com limites estabelecidos pela Legislação Brasileira (BRASIL, 2005).

PARÂMETROS FÍSICOS E QUÍMICOS

A transparência da água foi medida usando disco de Secchi. A temperatura da água ($T^{\circ}\text{C}$), potencial hidrogeniônico (pH), salinidade, condutividade elétrica (CE), sólidos total

dissolvido (STD) e oxigênio dissolvido (OD) foram medidos *in situ* usando sonda multiparamétrica HI 9828 (HANNA®, USA).

Outros parâmetros foram medidos a partir da amostragem de águas superficiais usando garrafa de Van Dorn. Alíquotas de 1 L foram armazenadas em frascos de polipropileno e as análises seguiram a recomendação 1060 do *Standard Methods for the Examination of Water and Waste water* (APHA, 2012).

A turbidez, cor e cor real foram determinadas pelo método nefelométrico 2130 B (APHA, 2012) e os sólidos totais em suspensão (STS) pelo método fotométrico (KRAWCZYK; GONGLEWSKI, 1969) A demanda bioquímica do oxigênio (DBO) foi determinada pelo método 5210 B e a demanda química do oxigênio (DQO) pelo método colorimétrico em refluxo fechado (5220D), ambos determinados por espectrometria no UV-VIS (modelo DR 3900), de acordo com APHA (2012).

Nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-), nitrogênio amoniacal (N-NH_3), fósforo total (FT), dureza, fluoreto (F^-), cloreto (Cl^-), fosfato (PO_4^{-3}) e sulfato (SO_4^{2-}) foram determinados em cromatógrafo de íons ICS Dual 2000 (Dionex Corporation, Sunnyvale, CA, USA) com supressão química da condutividade do eluente, método 4110 B (APHA, 2012).

Os íons sódio (Na), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), manganês (Mn), zinco (Zn) e os metais ferro (Fe), alumínio (Al), cádmio (Cd), Cobre (Co), cromo (Cr), cobre (Cu), níquel (Ni) e chumbo (Pb) foram analisados por Espectrometria de Emissão Ótica com Plasma Induzido (ICP-OES), modelo Vista-MPX CCD simultâneo (Varian, Mulgrave, Austrália), segundo o Método 200.7 (USEPA, 2007). A qualidade da água foi avaliada a partir dos limites recomendados pela Legislação Brasileira (BRASIL, 2005).

As vazões de entrada (Vaz) foram obtidas a partir de planilhas operacionais cedidas pela Companhia de Saneamento do Estado do Pará (COSANPA) que registraram as horas diárias trabalhadas pelas bombas (24 QL19A) com vazão de $5.400 \text{ m}^3/\text{h}$ que bombeiam água do Rio Guamá para o Lago Água Preta.

ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO (IET)

O índice e a classificação de estado trófico (IET) foi calculado segundo Lamparelli (2004), seguindo as equações (1), (2) e (3) correspondendo ao cálculo da transparência da água através do disco de Secchi (S , m), concentração de fósforo total (Ft , $\mu\text{g/L}$) e a concentração de clorofila- a ($Cl-a$, $\mu\text{g/L}$), respectivamente.

$$\text{IET} (S) = 10 \times (6 - ((\ln S)/\ln 2)) \quad (1)$$

$$\text{IET} (Pt) = 10 \times (6 - (1,77 - 0,42 \times (\ln Pt)/\ln 2)) \quad (2)$$

$$\text{IET} (Cl a) = 10 \times (6 - ((0,92 - 0,34 \times (\ln Cl a))/\ln 2)) \quad (3)$$

O índice é determinado através da fórmula (4) e os resultados expressam até seis classes: Ultraoligotrófico (< 47), Oligotrófico ($47 < \text{IET} \leq 52$), Mesotrófico ($52 < \text{IET} \leq 59$), Eutrófico ($59 < \text{IET} \leq 63$), Supereutrófico ($63 < \text{IET} \leq 67$) e Hipereutrófico (> 67).

$$\text{IET: } [\text{IET} (S) + \text{IET} (Pt) + \text{IET} (Cl a)]/3 \quad (4)$$

MICROCISTINA

As amostragens de águas superficiais para análises de microcistinas foram realizadas em diferentes profundidades, usando garrafa de Van Dorn. Estas foram acondicionadas em frascos de vidro âmbar de 1L e armazenadas em isopor com gelo. As amostras foram filtradas (filtros de microfibras de vidro) e foram determinadas as Microcistinas LR, LA, YR e RR (padrões Sigma- Aldrich) por HPLC com detector de PDA (Ultimate 3000 Dionex, USA). As análises seguiram métodos validados (APHA, 2012).

ESTATÍSTICA

As variações dos fatores ambientais nas diferentes estações de coleta, profundidades da Zeu, compartimentos, meses e períodos sazonais foram analisados por meio do teste F (ANOVA one Way), para dados normais, e o teste H de Kruskal-Wallis para dados não normais. Os dados foram transformados em raiz quarta ou raiz quadrada e submetidos aos métodos Lilliefors e Cochran para testar a normalidade e homocedasticidade das variâncias, respectivamente. As comparações Post-hoc foram aplicadas usando o teste Tukey HSD (*Honestly Significantly Different*). Para todos os testes considerou-se uma significância inferior a 5% ($p < 0,05$). As análises foram realizadas no software BioEstat 5.0 (AIRES et al., 2007).

A Análise de Componentes Principais (ACP) foi realizada a partir da matriz de correlação dos dados médios de cada estação, utilizando o software gratuito e aberto R[®] versão 3.3.2 (R CORE TEAM, 2017). O ordenamento das variáveis abióticas foi realizado em função das estações e meses. Para melhor concentrar a variação dos dados nos primeiros eixos os

metais traços foram agrupados em metais traços essenciais-Mtte (Mg, Co, Cu, Fe, Mn, Zn) e metais traços tóxicos-Mtto (Cd, Cr, Pb, Al, Ni).

Foi realizada a análise hierárquica de agrupamento (*Cluster* modo Q) para verificar as diferenças espaço-temporal das estações a partir das associações de espécies (modo R). A semelhança foi medida pela Distância Euclidiana e usando como algoritmo de ligação, o método de Ward com base na densidade do fitoplâncton transformada em Hellinger (LEGENDRE; GALLAGHER, 2001) e submetida ao critério de eliminação de espécies com frequência de ocorrência superior a 95% e inferior a 5% (AZERIA et al., 2009; POOS; JACKSON, 2012).

Os grupos de amostras formados na análise de agrupamento foram utilizados na determinação das espécies indicadoras do ambiente (IndVal – Valor Indicativo das espécies) (DUFRÊNE; LEGENDRE, 1997). A significância estatística do IndVal foi testada pela técnica de Monte Carlo através de 9.999 permutações (VALENTIN, 2012). As análises de Cluster e IndVal foram realizadas no software PCORD 5 (MCCUNE; MEFFORD, 2011). Os dados ecológicos das espécies significativamente ($p < 0,05$) indicadoras foram enquadrados de acordo com (MOREIRA FILHO; VALENTE-MOREIRA, 1990; MORO; FURSTENBERGER, 1997; MOREIRA FILHO et al., 1999; REYNOLDS et al., 2002).

A Análise de Redundância (RDA) foi realizada para explicar o padrão de variação das espécies fitoplanctônicas em função da variação espaço-temporal das variáveis ambientais e físico-químicas. A matriz biológica foi construída com base nas espécies (táxons) que contribuíram com mais de 95% da abundância por mês e as significativamente indicadoras, sendo as densidades transformadas por raiz quadrada e transformação de Hellinger (LEGENDRE; GALLAGHER, 2001). Os dados da RDA foram submetidos a um *fit* de 20% evidenciando as espécies com melhor nível de significância e melhorando a visualização da ordenação. Para esta análise utilizou-se o software CANOCO 4.5. (TER BRAAK; MILAUER, 2002).

RESULTADOS

PRECIPITAÇÃO E VENTOS

A precipitação foi mais elevada durante os anos de estudo, chovendo com percentuais de 18,4% (3776 mm) e 12,9% (3598 mm) a mais que a média anual da série histórica (3188 mm) nos anos de 2013 e 2014, respectivamente. Choveu 8,5%, 18,2%, 43,7% e 64,2% acima do esperado para os meses de dezembro/2013, março, junho e setembro de 2014, respectivamente. Por outro lado, os ventos nos anos de estudos foram os mais fracos da série histórica. Os ventos foram mais fracos em abril/ 2013 (2,8 km/h) e mais fortes em novembro/2014, com 7,0 km/h (Figura 2). Contudo, a precipitação e os ventos mantiveram o padrão sazonal esperado.

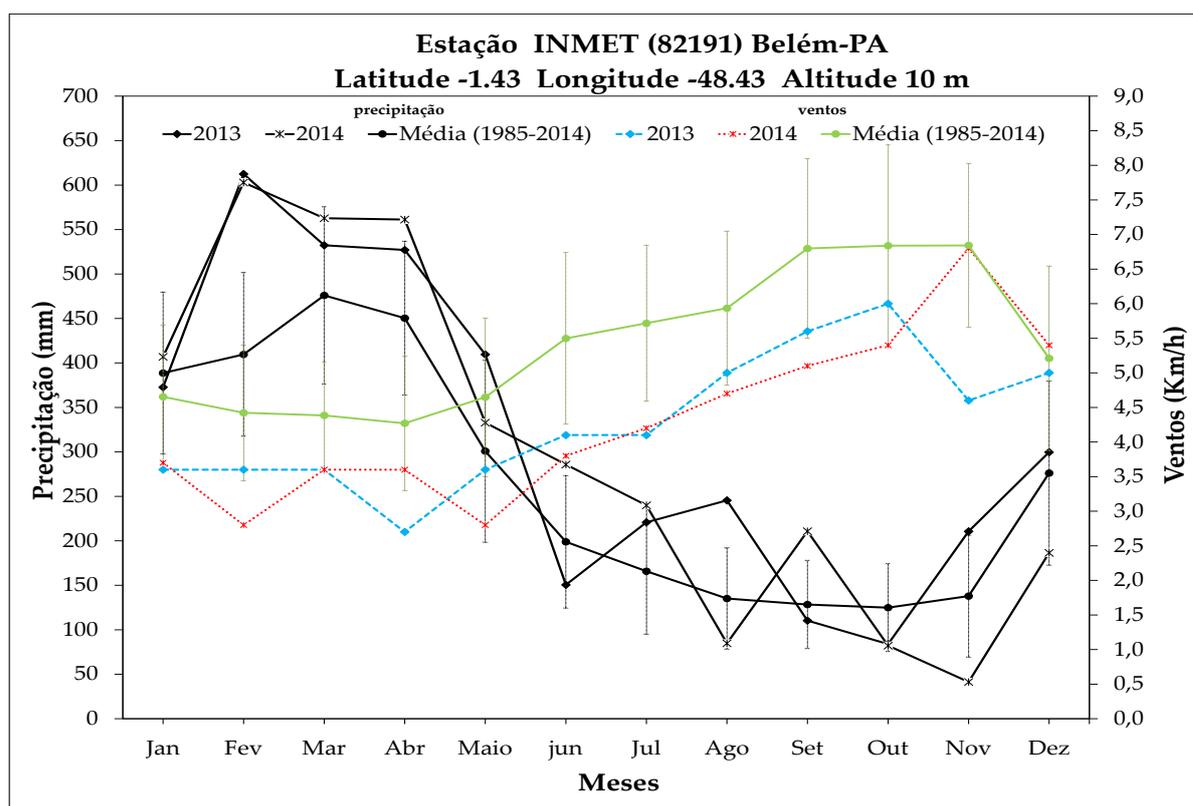


Figura 2. Variação temporal da precipitação pluviométrica e da velocidade média dos ventos no reservatório Água Preta (Belém, Pará, Brasil).

FATORES FÍSICOS E QUÍMICOS

O Lago Água Preta não apresentou variação significativa ($p > 0,05$) dos fatores físico-químicos entre as diferentes profundidades da Zeu. Entretanto, a extensão da Zeu foi significativamente ($p < 0,001$) maior no compartimento 1 ($3,0 \pm 1,0$ m) e menor no 2 ($1,5 \pm 0,9$ m) de todos os meses, sendo setembro o mês de menor Zeu ($1,4 \pm 0,6$ m) (Tabela 1).

Tabela 1. Variação temporal dos fatores físico-químicos no reservatório Água Preta (Belém, Pará). Mín: valor mínimo; Máx: valor máximo; Méd: média mensal; DP: Desvio padrão; Med: mediana.

Fatores	dez/13	mar/14	jun/14	set/14
	Mín - Máx (Méd ± DP); Med	Mín - Máx (Méd ± DP); Med	Mín - Máx (Méd ± DP); Med	Mín - Máx (Méd ± DP); Med
Transparência (m)	0,2-1,0 (0,5 ± 0,2); 0,5	0,3- 1,4 (0,9 ± 0,3); 0,8	0,3- 1,6 (1,0 ± 0,3); 1,0	0,2- 1,0 (0,5 ± 0,2); 0,5
	0,6-3,0 (1,5 ± 0,6); 1,4	1,0-4,2 (2,7 ± 0,9); 2,5	0,9-4,8 (3,1 ± 0,9); 3,0	0,6-3,0 (1,4 ± 0,6); 1,4
Zeu (m)	5,3- 6,7 (6,2 ± 0,3); 6,2	4,3- 5,8 (5,2 ± 0,4); 5,1	4,5- 6,1 (5,4 ± 0,4); 5,4	4,4 - 6,6 (5,3 ± 0,5); 5,3
	28,7- 31,3 (30,2 ± 0,6); 30,2	27,1 -31,0 (28,8 ± 0,7); 28,7	27,5 -30,7 (29,6 ± 0,6); 29,7	28,6- 31,2 (29,8 ± 0,6); 30,0
pH	67,7-166,4 (112,3 ± 17,0); 114,0	24,0 - 185,0 (56,3 ± 36,1); 48,2	23,3 - 237,7 (66,8 ± 48,0); 49,2	28,8- 104,5 (41,4 ± 13,5); 37,6
	40,3 - 100,8 (66,5 ± 10,2); 67,0	14,3 - 113,1 (34,1 ± 22,4); 29,3	14,3 - 143,7 (40,1 ± 29,4); 29,3	16,9- 63,1 (24,6 ± 8,3); 22,2
C.E (µS/cm)	0,03 - 0,1 (0,05 ± 0,007); 0,1	0,01 - 0,1 (0,02 ± 0,01); 0,02	0,01 - 0,1 (0,02 ± 0,02); 0,2	0,01-0,04 (0,02 ± 0,01); 0,01
	0,8- 7,1 (5,2 ± 1,2); 5,4	1,1 - 6,8 (4,8 ± 1,2); 4,6	0,5 - 6,3 (3,0 ± 1,8); 3,0	1,5- 8,0 (5,7 ± 1,8); 6,4
TSD (mg/L)	13,0 - 150,0 (25,9 ± 21,7); 22,0	16,0 - 281,0 (42,8 ± 43,5); 32,5	8,0 - 514,0 (69,5 ± 116,7); 18,5	34,0- 129,0 (87,2 ± 30,4); 84,5
	5,0- 136,0 (15,6 ± 21,5); 10,5	2,0 - 75,0 (11,6 ± 14,0); 7,0	1,0 -505,0 (55,1 ± 115,2); 5,0	6,0- 48,0 (20,7 ± 11,8); 17,0
Salinidade	69,0- 457,0 (143,1-74,5); 113,0	79,0 - 822,0 (195,4 ± 131,1); 158,0	37,0- 287,0 (103,6 ± 59,6); 86,5	70,0- 376,0 (226,0 ± 96,2); 208,5
	20,0 - 67,0 (40,3 ± 11,0); 39,5	6,0 -254,0 (41,1 ± 38,7); 36,0	21,0- 258,0 (48,9 ± 38,1); 40,5	18,0- 95,0 (57,2 ± 24,5); 54,0
Cor (mg/L)	1,0 - 19,0 (4,8 ± 5,6); 1,0	1,0 - 30,0 (9,5 ± 7,3); 9,0	0,3- 30,0 (6,3 ± 5,8); 4,9	0,6 - 33,0 (5,3 ± 5,7); 3,0
	0,7 - 69,0 (18,2 ± 17,9); 13,0	1,0 - 56,0 (19,0 ± 8,8); 18,0	1,0 - 121,0 (24,4 ± 32,9); 12	5,0 - 38,0 (24,6 ± 10,4); 28,0
Cor Real (mg/L)	0,7 - 69,0 (18,2 ± 17,9); 13,0	1,0 - 56,0 (19,0 ± 8,8); 18,0	1,0 - 121,0 (24,4 ± 32,9); 12	5,0 - 38,0 (24,6 ± 10,4); 28,0
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)		

Tabela 1. Variação temporal dos fatores físico-químicos no reservatório Água Preta (Belém, Pará). Mín: valor mínimo; Máx: valor máximo; Méd: média mensal; DP: Desvio padrão; Med: mediana.

Fatores	dez/13	mar/14	jun/14	set/14
	Mín – Máx (Méd ± DP); Med	Mín - Máx (Méd ± DP); Med	Mín - Máx (Méd ± DP); Med	Mín – Máx (Méd ± DP); Med
F (mg/L)	0,002 – 0,1 (0,03 ± 0,01); 0,03	0,007 – 0,1 (0,02 ± 0,03); 0,01	0,005- 1,0 (1,0 ±0,2); 0,01	0,01- 0,3 (0,1 ± 0,04); 0,1
Cl ⁻ (mg/L)	12,7 -24,5 (20,9 ± 3,3); 21,7	2,8 -10,2 (5,5 ± 1,6); 5,4	1,9- 5,2 (3,4 ± 0,7); 3,3	3,2-7,4 (4,6 ± 1,0); 4,5
NO ₂ ⁻ (mg/L)	0,02 – 0,02 (0,02 ± 0,0007); 0,02	0,02 – 0,03 (0,02 ± 0,0003); 0,02	0,02-2,0 (0,5 ± 0,5); 0,3	0,02-2,4 (0,8 ± 0,6); 0,8
NO ₃ ⁻ (mg/L)	0,3 – 1,6 (0,8 ± 0,3); 0,7	0,3 – 1,8 (0,8 ± 0,3); 0,8	0,5 – 7,7 (1,7 ±1,6); 1,2	0,2-1,6 (0,7 ± 0,3); 0,7 0,0- 0,4
N-NH ₃ (mg/L)	0,03 – 0,03 (0,03 ± 0,0002); 0,03	0,0 – 0,3 (0,1 ± 0,1); 0,03	0,03- 0,8 (0,2 ± 0,2); 0,03	0,3 ± 0,2); 0,3
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	1,4 – 5,5 (3,4 ± 0,8); 3,4	0,6 – 4,2 (1,4 ± 0,6); 1,2	0,02 – 0,03 (0,02 ± 0,0002); 0,07	0,1- 1,8 (0,9 ± 0,4); 0,9
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	0,03 – 0,72 (0,1 ± 0,2); 0,03	0,03 – 1,0 (0,1 ± 0,2); 0,03	0,02 – 0,03 (0,02 ± 0,004); 0,03	0,04- 0,22 (0,2 ± 0,04); 0,2
Na (mg/L)	4,9- 15,8 (13,5 ± 2,5); 14,4	1,6 – 4,6 (3,3 ± 0,7); 3,4	1,8- 5,8 (3,3 ± 0,8); 3,2	2,8- 9,0 (3,8 ± 1,1); 3,4
K	1,0 – 2,1 (1,3 ± 0,2); 1,4	0,8 – 2,5 (1,2 ± 0,4); 1,1	0,2 – 1,9 (1,0 ± 0,3); 1,1	0,5- 1,1 (0,8 ± 0,2); 0,8
Mg	1,1 -2,2 (1,7 ±0,3); 1,8	0,3- 2,4 (1,2 ± 0,4); 1,2	0,2- 0,8 (0,7 ± 0,2); 0,8	0,4-1,9 (0,6 ± 0,2); 0,6
Ca (mg/L)	0,7 – 3,8 (2,4 ±0,8); 2,7	1,5 – 6,1 (3,1 ± 1,1); 2,8	0,8 – 7,7 (3,0 ±1,2); 3,0	1,4- 4,0 (2,3 ± 0,6); 2,2
Dureza	2,4 – 5,6 (4,4 ± 0,9); 4,6	2,0 – 8,5 (4,3 ± 1,5); 4,0	1,1 – 8,4 (3,7 ± 1,3); 3,7	1,9-5,9 (2,9 ± 0,8); 2,7
FT (mg/L)	0,01- 0,23 (0,04 ±0,1); 0,01	0,009 – 0,3 (0,02 -0,1); 0,01	0,008 -0,009 (0,009 ± 0,001); 0,009	0,01-0,1 (0,1 ± 0,01); 0,1
Al (mg/L)	0,1 – 0,6 (0,2 ±0,1); 0,2	0,1 -0,4 (0,2 ± 0,1); 0,2	0,003- 0,1 (0,04 ± 0,03); 0,03	0,04- 1,0 (0,6 ± 0,3); 0,6
Cd (mg/L)	0,00009-0,001 (0,0007 ± 0,0003); 0,0007	0,0002 -0,003 (0,0004 ± 0,0006); 0,0002	0,00002 -0,0005 (0,0002 ± 0,0001); 0,0002	0,000001 -0,0008 (0,0005 ± 0,0003); 0,0003
Co (mg/L)	0,0005 -0,0005 (0,0005 ± 0,00002); 0,0005	0,0004 -0,007 (0,002 ± 0,001); 0,002	0,00003 -0,0005 (0,001 ± 0,0008); 0,005	0,00005 -0,002 (0,001 ± 0,0006); 0,0005
Cr (mg/L)	0,00003 -0,002 (0,0004 ± 0,0003); 0,0003	0,0003 -0,002 (0,0005 ± 0,0003); 0,0004	0,0004 -0,0004 (0,0004 ± 0,0); 0,0004	0,00009 -0,001 (0,0005 ± 0,0003); 0,0004
Cu (mg/L)	0,00001 -0,05 (0,002 ± 0,008); 0,0006	0,0003 -0,002 (0,0005 ± 0,0003); 0,0004	0,0003 -0,0004 (0,0007 ± 0,0006); 0,0006	0,0002 -0,0009 (0,002 ± 0,002); 0,001

Tabela 1. Variação temporal dos fatores físico-químicos no reservatório Água Preta (Belém, Pará). Mín: valor mínimo; Máx: valor máximo; Méd: média mensal; DP: Desvio padrão; Med: mediana.

Fatores	dez/13	mar/14	jun/14	set/14
	Mín - Máx (Méd ± DP); Med	Mín - Máx (Méd ± DP); Med	Mín - Máx (Méd ± DP); Med	Mín - Máx (Méd ± DP); Med
Fe (mg/L)	0,2- 1,4 (0,3 ± 0,2); 0,3	0,3- 0,6 (0,4 ± 0,1); 0,4	0,0005 - 0,7 (0,3 ± 0,1); 0,3	0,1- 0,7 (0,4 ± 0,2); 0,5
Mn (mg/L)	0,001 -0,1 (0,007 ± 0,01); 0,004	0,002 -0,05 (0,02 ± 0,02); 0,01	0,0001 -0,05 (0,003 ± 0,02); 0,01	0,00008 -0,02 (0,003 ± 0,002); 0,005
Ni (mg/L)	0,00009 -0,003 (0,002 ± 0,0006); 0,002	0,001 -0,004 (0,002 ± 0,0007); 0,002	0,00003 -0,004 (0,002 ± 0,0009); 0,002	0,0003 -0,004 (0,002 ± 0,0009); 0,001
Pb (mg/L)	0,008 -0,007 (0,005 ± 0,0009); 0,005	0,0001 -0,006 (0,005 ± 0,008); 0,005	0,001 -0,006 (0,005 ± 0,001); 0,005	0,00007 -0,02 (0,005 ± 0,004); 0,005
Zn (mg/L)	0,0002 -0,1 (0,005 ± 0,01); 0,002	0,005 -0,1 (0,02 ± 0,02); 0,01	0,0002- 0,2 (0,03 ± 0,03); 0,03	0,0002 -0,03 (0,006 ± 0,005); 0,005
Clorofila- <i>a</i> (µg/L)	5,2-82,6 (24,6 ± 17,7); 20,5	2,2-69,7 (16,2 ± 11,8); 13,8	2,8-33,0 (10,2 ± 7,8); 8,5	1,0-19,7 (5,2 ± 3,8); 4,1
IET	55,6 - 71,4 (61,9 ± 4,1); 61,2	53,5- 65,1 (59,0 ± 2,6); 58,8	54,0 -63,5 (56,1 ± 1,9); 57,0	56,7- 68,0 (61,1 ± 2,9); 60,5

Variações significativas dos fatores físico-químicos foram detectadas entre os compartimentos, meses e o período sazonal estudados. Por exemplo, o STS e a cor real variaram somente entre os compartimentos ($p < 0,05$).

O compartimento 1 apresentou significativamente águas mais transparentes ($1,0 \pm 0,32$ m), com maiores CE ($86,0 \pm 49,2$ µS/cm), STD ($51,6 \pm 30,0$ mg/L), Na ($6,7 \pm 4,3$ mg/L) e clorofila-*a* ($18,4 \pm 16,1$ µg/L). Entretanto, com menores valores de cor real ($33,4 \pm 15,3$ mg/L), temperatura ($29,1 \pm 0,7$ °C), além disso, apresentando águas menos oxigenadas ($3,7 \pm 1,8$ mg/L). Por outro lado, no compartimento 2, as águas foram menos transparentes ($0,51 \pm 0,32$ m), com menores valores de CE ($54,7 \pm 34,0$ µS/cm), STD ($32,5 \pm 20,7$ mg/L), dureza ($3,0 \pm 0,9$), K ($0,87 \pm 0,29$ mg/L) e Ca ($2,1 \pm 0,6$ mg/L), porém com maiores valores para o STS ($11,3 \pm 9,2$ mg/L), a cor real ($63,5 \pm 52,3$ mg/L) e para o oxigênio dissolvido ($5,4 \pm 1,58$ mg/L).

O mês de dezembro apresentou águas levemente ácidas ($6,2 \pm 0,3$), quentes ($30,2 \pm 0,6$ °C) e menos turvas ($25,9 \pm 21,7$ UNT), porém com elevados valores de CE ($112,3 \pm 17,0$ µS/cm), STD ($66,5 \pm 10,2$ mg/L) e clorofila- *a* ($24,6 \pm 17,7$ µg/L), em função, talvez, das maiores concentrações Cl⁻ ($20,9 \pm 3,3$ mg/L), SO₄²⁻ ($3,4 \pm 0,8$ mg/L), Na ($13,5 \pm 2,5$ mg/L), K ($1,3 \pm 0,2$ mg/L), Mg ($1,7 \pm 0,3$ mg/L) e Cd ($0,0007 \pm 0,0003$ mg/L). Os metais traços Cr,

Co e Zn apresentaram menores concentrações neste mês ($< 0,001$ mg/L), assim como o N-NH₃ ($0,03 \pm 0,0002$ mg/L) (Tabela 1).

Por outro lado, setembro apresentou águas mais turvas ($87,2 \pm 30,4$ UTN) e oxigenadas ($5,7 \pm 1,8$ mg/L) com menor STD ($24,6 \pm 8,3$ mg/L), CE ($41,4 \pm 13,5$ μ S/cm), dureza ($2,9 \pm 0,8$), NO₃⁻ ($0,7 \pm 0,3$ mg/L) e menor clorofila-*a* ($5,2 \pm 3,8$ μ g/L), maiores concentrações N-NH₃ ($0,3 \pm 0,2$ mg/L), NO₂⁻ ($0,8 \pm 0,6$ mg/L), PO₄³⁻ ($0,2 \pm 0,04$ mg/L), FT ($0,1 \pm 0,01$ mg/L) e os metais Cr ($0,0005 \pm 0,0003$ mg/L) e Al ($0,6 \pm 0,3$ mg/L).

O mês de março (mais chuvoso) apresentou, significativamente, águas com temperaturas mais baixas ($30,2 \pm 0,6$ °C) e com baixas concentrações de F⁻ ($0,02 \pm 0,03$) e maior concentração de Mn ($0,02 \pm 0,02$) e Co ($0,002 \pm 0,001$).

O mês de junho registrou águas mais transparentes ($1,0 \pm 0,3$ m), conseqüentemente com maior Zeu ($3,1 \pm 0,9$ m) e baixas concentrações de FT ($0,009 \pm 0,001$ mg/L), Cl⁻ ($3,4 \pm 0,7$ mg/L), SO₄²⁻ ($0,02 \pm 0,0002$ mg/L), PO₄³⁻ ($0,02 \pm 0,004$ mg/L), OD ($3,0 \pm 1,8$ mg/L) e dos metais Al ($0,04 \pm 0,03$ mg/L), Cd ($0,0002 \pm 0,0001$ mg/L), Mn ($0,003 \pm 0,02$ mg/L). Somente F ($1,0 \pm 0,2$ mg/L), Zn ($0,03 \pm 0,03$ mg/L) foram significativamente mais elevado neste mês.

O período chuvoso apresentou o maior pH, e as maiores concentrações de Cl⁻, SO₄²⁻, Mg, Cd, Na, K, o que aumentou concentração de salinidade, STD e elevou a CE e a Dureza. As águas foram pouco turvas e com maior clorofila-*a*, porém com menor concentração dos compostos nitrogenados: NO₂⁻ e N-NH₃.

O IET médio variou de mesotrófico (junho/2014) a eutrófico (dezembro/2013, março e setembro/2014). As águas estiveram inapropriadas com relação aos parâmetros OD, DBO, FT, AL, Zn, Fe e turbidez.

ANÁLISE DA COMPONENTE PRINCIPAL

Os dois primeiros eixos explicaram 51,8% da variação dos fatores ambientais do reservatório Água Preta, estabelecendo dois padrões de distribuição das variáveis ambientais e seus efeitos sobre as estações de coleta (Figura 3). O eixo 1 (29,7%) estabeleceu o padrão sazonal das variáveis e o eixo 2 (22,1%), as influências antropogênica e natural sobre o ambiente representados pela entrada de água do Rio Guamá.

A PC 1 foi principalmente constituída pelos íons Cl (0,9199) e Na (0,9013), sendo os mais importantes indicadores ambientais para o lago e que melhor definem o agrupamento das estações do período chuvoso, principalmente dezembro. Os metais traços essenciais -Mte (0,8087) e os demais íons K (0,7388), SO₄²⁻ (0,8500), estiveram associados com maiores

valores de dureza (0,5916), de STD (0,8362), da CE (0,8362), da salinidade (0,8465) e do pH (0,7843) nestas estações. Também influenciaram diretamente a produtividade primária através da clorofila- *a* (0,6908). No outro extremo deste gradiente, estiveram as estações do período menos chuvoso (junho e setembro) que se correlacionaram com N-NH₃ (-0,6099) e a turbidez (-0,6550). Ressalta-se que este padrão foi semelhante aos resultados da análise de variância.

A transparência da água (0,9029) e a Zeu (0,8863) foram as variáveis ambientais mais importantes na PC 2, indicando a influência da dinâmica limnológica sobre as variáveis ambientais do reservatório. Essa dinâmica ocorreu, possivelmente, em função da entrada das águas do Rio Guamá no reservatório, que ocorreu com menor intensidade nos meses de março e junho, assim estes meses tiveram águas menos turbulentas, e conseqüentemente mais transparentes e de maior Zeu, com maior concentração de Ca (0,5959), assim como o NO₃⁻ (0,5626).

Por outro lado, sob maior influência das águas do Rio Guamá estão as amostras de setembro e dezembro agrupadas no lado negativo do eixo. A vazão de entrada (-0,5782), aliado aos ventos fortes (-0,7968) promoveram maior movimentação das águas nestes meses, aumentando o oxigênio dissolvido (-0,7399) e possivelmente, o desprendimento de FT (-0,5863) e PO₄²⁻ (-0,5801) do sedimento e os *inputs* de material alóctones, tais como metais traços tóxicos - Mtto (-0,7389).

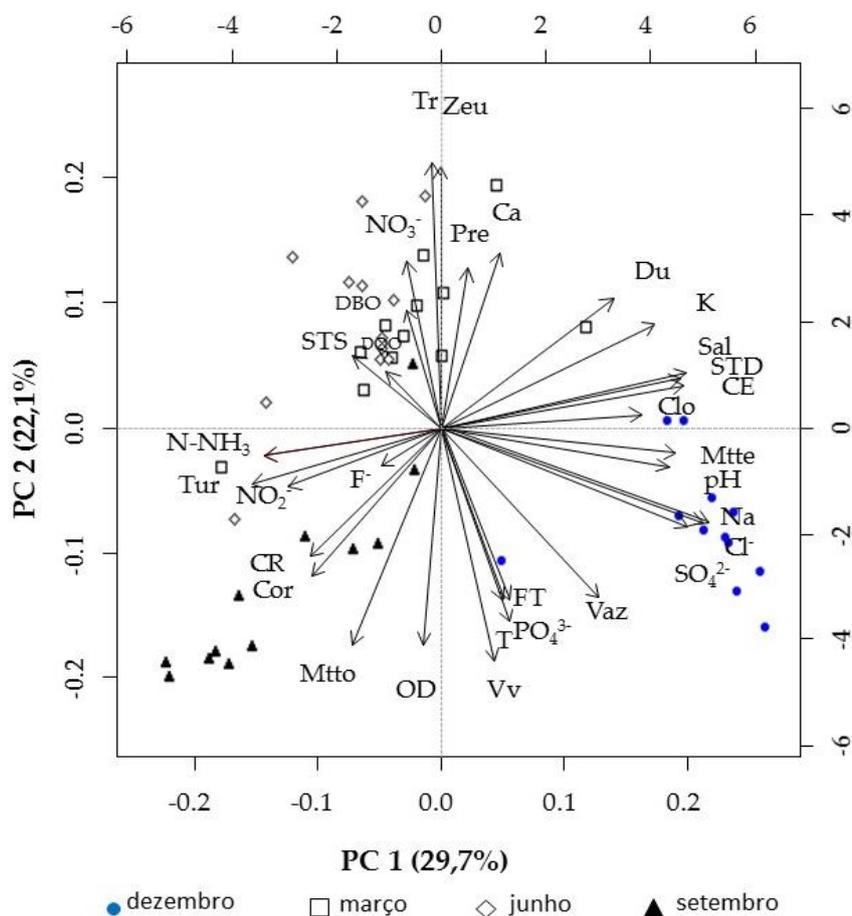


Figura 3. Biplot da análise das componentes principais das amostras mensais (símbolos), dos fatores ambientais no reservatório Água Preta (Belém, Pará). **Pre**: precipitação; **Tr**: transparência; **Zeu**: zona eufótica; **Du**: dureza; **Sal**: salinidade; **Mtte**-metais traços essenciais; **CE**: condutividade elétrica; **Vaz**: vazão; **Vv**: velocidade média dos ventos; **FT**: fósforo total; **Clo**: clorofila-*a*; **STD**: sólidos totais dissolvidos; **STS**: sólidos totais em suspensão; **Tur**: Turbidez; **CR**: cor real ou verdadeira; **DBO**: demanda bioquímica do oxigênio; **DQO**: demanda química do oxigênio; **Mtto**: metais traços tóxicos; **OD**: oxigênio dissolvidos.

ESTRUTURA DO FITOPLÂNCTON

Foram identificadas 140 espécies fitoplanctônicas distribuídas em oito divisões e 13 classes. As diatomáceas (Coccinodiscophyceae, Fragilariophyceae e Bacilariophyceae) foram as mais representativas com 52 espécies, compreendendo 37,1% da composição, seguidas pelas cianobactérias (Cyanophyceae) com 41 espécies (29,0%), clorofíceas (Chlorophyceae, Chlamydomonadophyceae, Zygnemaphyceae e Oedogoniophyceae) com 32 espécies (23,5%) e euglenofíceas (Euglenophyceae) com 10 espécies (7,0%). As demais classes tiveram menos de 5% de representatividade.

A densidade foi significativamente maior ($F= 3,81$; $p<0,05$) no compartimento 1 ($130,6 \pm 243,1$ ind/mL) e menor no compartimento 2 ($46,2 \pm 55,72$ ind/mL). A diatomácea *Aulacoseira granulata* contribuiu para as elevadas densidades no compartimento 1,

principalmente na camada mais profunda da Zeu, exceto em setembro quando as cianofíceas *Bacularia cf. sp.*, *Planktothrix agardhii* e *Planktothrix isothrix* foram mais densas.

Houve variação da densidade entre os meses ($F= 1,93$; $p<0,05$), sendo o mês de junho o de maior densidade (4226,8 ind/mL), seguida pelo mês de dezembro. As euglenofíceas contribuíram com mais de 55,6% (1750 ind/mL) da densidade fitoplanctônica no mês de dezembro, diminuindo sua contribuição ao longo do período estudado.

As diatomáceas aumentaram em março e junho, sendo a classe Coscinodiscophyceae a mais densa com 37,4% (922,4 ind/mL) e 48% (2033,8 ind/mL), respectivamente. As cianobactérias aumentaram suas densidades ao longo dos meses, oscilando entre 5,3% (166,3 ind/mL) a 44% (930,5 ind/mL) da composição, em dezembro e setembro, respectivamente (Figura 4).

Apenas 37 espécies apresentaram percentual de densidade igual ou superior a 5% dentro da amostra mensal. Coscinodiscophyceae foi a classe que mais contribuiu para a densidade anual do fitoplâncton com 34,76%, seguida pelas classes Euglenophyceae (26,40%) e Cyanophyceae (16,78%).

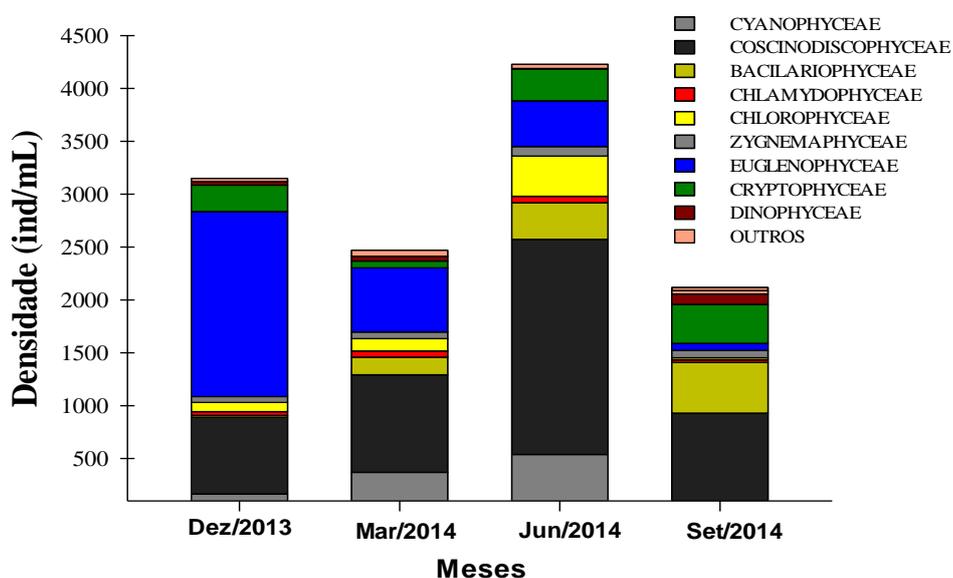


Figura 4. Variação temporal da densidade das classes do fitoplâncton no reservatório Água Preta (Belém, Pará, Brasil).

O agrupamento em modo Q (Figura 5), evidenciou a formação de 3 grupos de amostras G1, G2 (sub-grupos G2.1 e G2.2) e G3 que se organizaram em função da sazonalidade e da influência do Rio Guamá. Neste sentido, de acordo com o agrupamento em modo R, as densidades mais altas nas associações de espécies 2 (espécies dulciaquícolas) foram relacionadas ao grupo de amostras do período chuvoso (grupo G1) e o mês de junho (grupo G2.1).

As associações de espécies 1 e 3 (ambas dulciaquícolas) mostraram densidades elevadas no mês menos chuvoso (grupo G2.2). As diatomáceas estuarinas da associação 4 e *Aulacoseira granulata* (associação 1), se correlacionaram com o grupo G3, formado pelas estações 2 (em frente ao rio Guamá) de todos os meses de coleta.

Das 140 espécies analisadas, 46 mostraram-se significativamente ($p < 0,05$) indicadoras dos grupos de amostras (G1 a G3) formados no dendrograma e apresentados na Tabela 2 no suplemento deste artigo. O grupo G1 apresentou seis espécies indicadoras, com destaque para as espécies dulciaquícolas *Aphanocapsa parasitica* e *Dinobryum sertularia*, com IndVal de 70,6% e 60%, respectivamente. Os grupos G2 e G3 apresentaram maior número de espécies indicadoras, com 28 e 12 espécies, respectivamente. As cianofíceas *Merismopedia* sp. (IndVal= 45,8%), *Planktothrix isothrix* (IndVal= 54,5%) e as euglenofíceas *Strombomonas* sp. (IndVal= 48,5%) e *Phacus longicauda* (IndVal= 55,6%) foram as mais representativas do G2. No grupo G3 se destacaram como indicadoras as diatomáceas estuarinas *Polymyxus coronalis* (IndVal= 72,8%), *Coscinodiscus concinnus* (IndVal= 72,4%), *Cyclotella striata* (IndVal= 46,5%) e *Paralia sulcata* (IndVal= 64,1%).

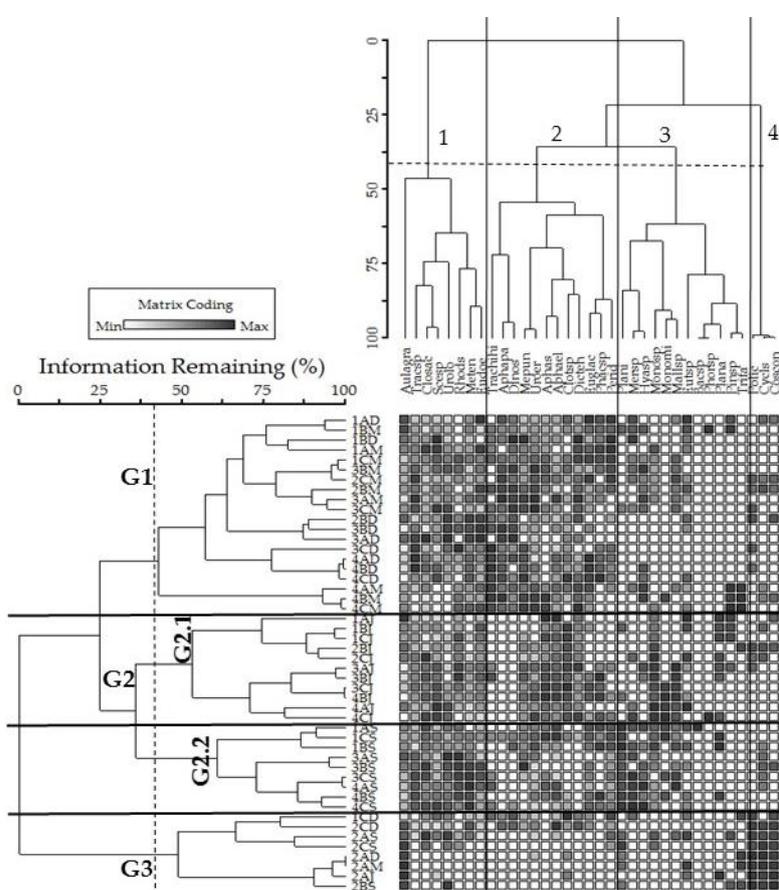


Figura 5. Análise de agrupamento das espécies mais abundantes correlacionadas as estações de amostragens do Lago Água Preta (Belém, Pará): associações de espécies (em modo R) 1, 2, 3 e 4) e grupos de amostras (em modo Q) de G1, G2 (sub-grupos G2.1 e G2.2) e G3.

A análise de Redundância (RDA) baseada nas espécies indicadoras mostrou que os fatores ambientais foram responsáveis por 61,6% da variação das espécies no reservatório Água Preta, sendo que os dois primeiros eixos explicaram 30,7 % desta variação.

O eixo 1 (20,0%) está relacionado ao padrão espacial das variáveis ambientais e biológicas estabelecido em função das águas estuarinas do Rio Guamá (Figura 6). À direita desse eixo foram agrupadas as estações 2 de todos os meses de coleta correlacionadas ao grupo de diatomáceas marinho-estuarinas-eurialinas *Aulacoseira granulata*, *Polymixus coronalis*, *Cyclotella striata* e *Coscinodiscus concinnus* e a elevada concentração de Cor ($r=0.7116$) e baixa concentração de Ca (-0.6366).

As demais estações de coleta agruparam-se à esquerda do diagrama e tiveram maior correlação com as espécies de clorófitas *Closterium acutum*, *Eudorina elegans*, *Scenedesmus* sp. e a euglenófitas *Trachelomonas* spp.

Desta forma, o Rio Guamá, através de suas águas pouco transparentes e menor zona eufótica, favoreceu espécies de diatomáceas alóctones no ponto de lançamento do rio no lago (estação do compartimento 2) e espécies autóctones a jusante (estações dos compartimentos 3 e 4) e a montante (compartimento 1).

O eixo 2 (10,7%) estabeleceu um padrão sazonal das variáveis em função da precipitação e, conseqüentemente, dos inputs de material químico alóctone provenientes do entorno do lago.

Deste modo, a precipitação ($r=0.5717$) e os metais traços essenciais - Mte ($r=0.8551$) agruparam amostras dos meses chuvosos (março e dezembro) no quadrante superior do diagrama se correlacionando às espécies *Aphanocapsa parasitica*, *Dinobrium sertularia*. Já os meses menos chuvosos (junho e setembro) os parâmetros anteriores apresentaram menores concentrações e as estações foram agrupadas em função do nitrito ($r=-0.608$), sendo a cianobactéria *Planktothrix agardhii* fortemente associada a este nutriente.

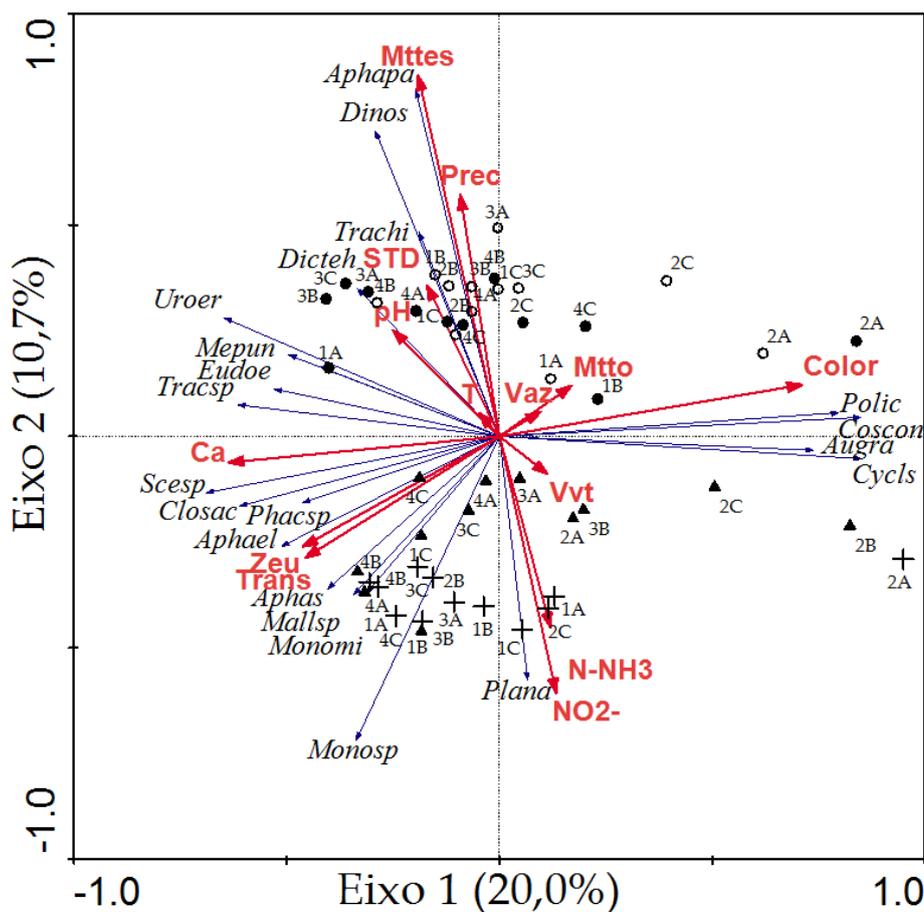


Figura 6. Diagrama de ordenação da RDA mostrando as relações entre as espécies e as variáveis ambientais do Lago Água Preta (Belém, Pará): **Prec** – Precipitação; **Vvt**- ventos; **Zeu**-Zona eufótica; **Trans**-Transparência; **Vaz**-Vazão entrada; **T**- Temperatura; **STD**- sólidos totais dissolvidos; **Color**- cor aparente; **NO₂⁻**=Nitrito; **Ca**= Cálcio; **N-NH₃⁻**=Nitrogênio amoniacal; **Mtte**= Metais traços essenciais; **Mtto**= Metais traços tóxicos; **Aphael**= *Aphanocapsa elachista*; **Aphapa**=*Aphanocapsa parasitica*; **Aphas**= *Aphanocapsa* sp.1; **Augra**= *Aulacoseira granulata*; **Closac**= *Closterium acutum*; **Coscon**= *Coscinodiscus concinnus*; **Cycs**= *Cyclotella striata*; **Dicteh**= *Dictiosphaerium ehrenbergianum*; **Dinos**= *Dinobryon sertularia*; **Eudoe**= *Eudorina elegans*; **Mepun**= *Merismopedia punctata*; **Mallsp.**= *Mallomonas* sp.; **Monomi**=*Monoraphidium minutum*; **Monosp**= *Monoraphidium* sp.; **Polic**= *Polymyxus coronalis*; **Plana**= *Planktothrix agardhii*; **Scesp**= *Scenedesmus* sp.; **Trachi**- *Trachelomonas hispida*; **Tracsp.**= *Trachelomonas* spp.; **Uroer**= *Urosolenia eriensis*. 1, 2, 3, 4 (A, B, C) = Estações; círculo vazio= dezembro; círculo cheio= março; cruz= junho; triângulo= setembro.

CIANOACTÉRIA E CIANOTOXINAS

As densidades de cianobactérias mais elevadas ocorreram nas camadas superficiais da Zeu, exceto na estação 4C de junho, onde a densidade atingiu 23.000 cel/mL, e a estação 1A de setembro com densidade de 63.000 cel/mL (Figura 7). Em junho a floração foi causada pela cianobactéria filamentosa *Phormidium* sp. e no mês de setembro pelas espécies filamentosas *Planktothrix isothrix*, *P. agardhii* e a colonial cocóide *Bacullaria* sp. As microcistinas RR, YR e LR estiveram abaixo do limite de detecção (< 0,002 µg/L) em todos os pontos de coleta.

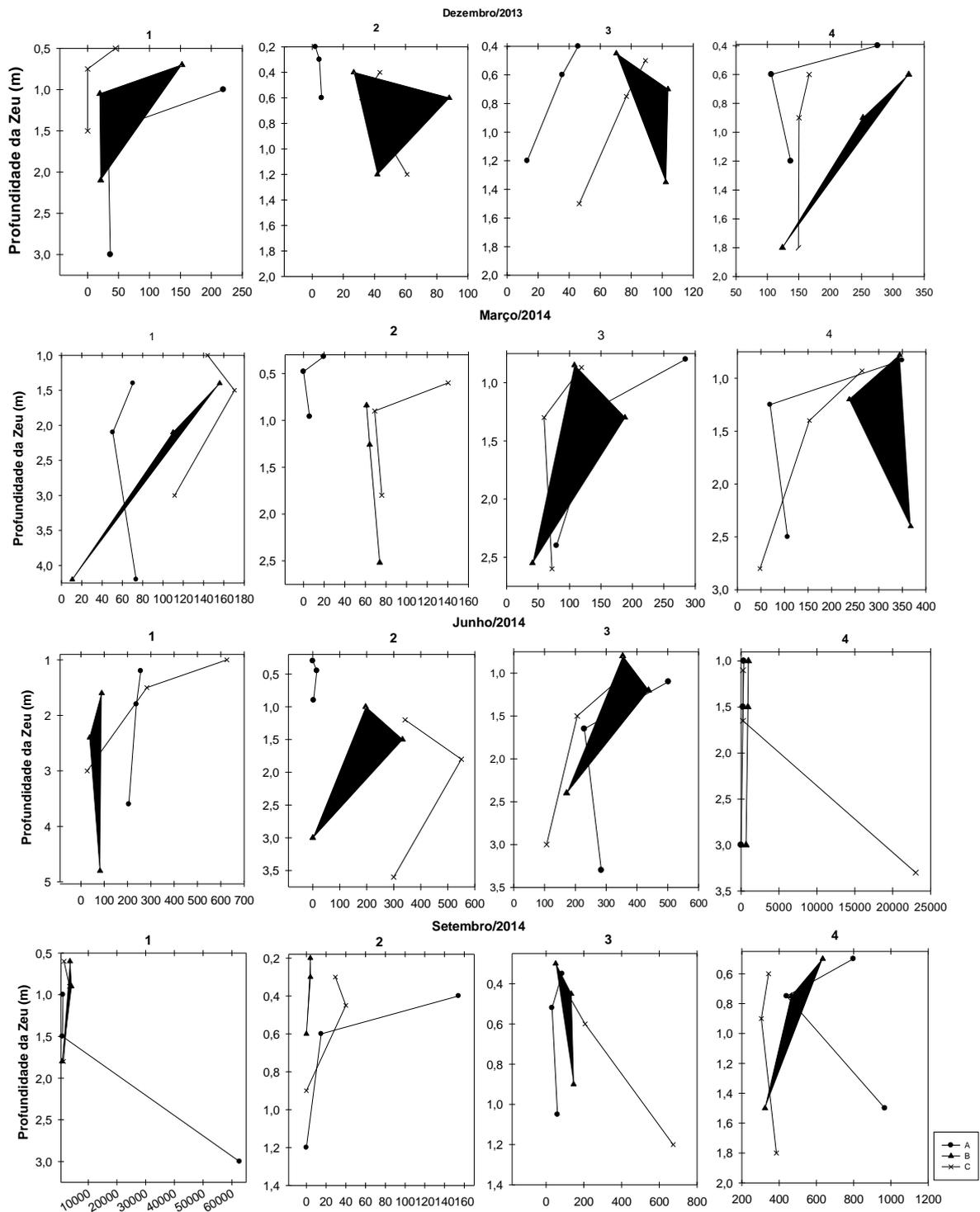


Figura 7. Variação espaço-temporal das cianobactérias no reservatório Água Preta (Belém, Pará): 1- 4= compartimentos; A, B e C- pontos aleatórios de coleta em três profundidades da zona eufótica.

DISCUSSÃO

A precipitação na Amazônia Oriental é influenciada principalmente pelo deslocamento Norte-Sul da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), principal sistema de escala planetária que atua nos trópicos (ALCÂNTARA, 2011; AMANAJÁS; BRAGA, 2012). Os maiores volumes de chuvas encontrados nos anos de estudos não podem ser considerados anômalos, mas possivelmente o resultado de mudanças na paisagem urbana de Belém.

Segundo Pontes et al. (2017) os processos de urbanização que ocorrem em Belém alteram o ciclo hidrológico das bacias hidrográficas da região. Santiago et al. (2011) sugerem que a intensidade das chuvas vem aumentando ao longo dos anos devido às alterações locais, tais como o crescente processo de urbanização, que implica no maior aquecimento da superfície ao nível do solo, maior convecção e, conseqüentemente, em maior aumento de chuvas por efeito local.

A otimização dos usos múltiplos do reservatório depende do uso e ocupação do solo no seu entorno e do entendimento da dinâmica físico-química e biológicas constituindo-se no melhor gerenciamento, manejo e aumento de sua vida útil (PINTO-COELHO; HAVENS, 2016).

A precipitação, os ventos e a adução de água do Rio Guamá direcionaram a dinâmica limnológica do reservatório Água Preta. A precipitação atuou no aumento do *input* de matéria orgânica e estabeleceu uma variação horizontal no reservatório, onde os compartimentos 1 e 4 se assemelharam com relação aos fatores físico-químicos devido a influência antrópica neste ambiente através do deságue de esgoto doméstico proveniente de habitações subnormais do entorno do reservatório, sobretudo nos meses mais chuvosos.

Lima et al. (2015) identificaram três fontes pontuais de esgoto responsáveis pelo incremento de fósforo na região do compartimento 4, onde também foram encontradas maiores concentrações de bactérias associadas a contaminação fecal (OLIVEIRA et al., 2013). No presente estudo, foi identificada elevada densidade de cianobactérias filamentosas do gênero *Phormidium* sp. a 3,8 m de profundidade, em junho/2014. Este gênero é tipicamente bentônico associado a sedimento de fundo em ambientes rasos (KOMÁREK; ANAGNOSTIDIS, 2007) e se distribuem no reservatório como tapetes flutuantes verde-enebrecidos associados à *Oscillatoria princeps* como observado por Sousa et al. (2017).

É possível que o aterramento do reservatório da porção Noroeste para a construção de obras de urbanização da RMB tenha revolvido o sedimento do leito do reservatório e promovido à interação água-sedimento e disponibilizado estas espécies no plâncton já que espécies cianobactérias bentônicas são removidas do sedimento por ação deste tipo de stress

(FRANCOEUR; BIGGS, 2006). Esta espécie tem ocorrência mundial na produção de cianotoxinas, principalmente neurotoxinas e hepatotoxinas (MCALLISTER; WOOD; HAWES, 2016), entretanto, não foram encontradas microcistinas durante às elevadas densidades.

A dinâmica limnológica do compartimento 1 foi caracterizada por águas transparentes, mais frias, Zeu mais extensa e sem variação ao longo do ano e baixas concentrações de oxigênio (< 5 mg/mL). Estudos realizados por Santos et al. (2016) sobre a hidrodinâmica do reservatório identificou neste compartimento águas estagnadas com velocidades próximas a zero, sofrendo pouca influência das águas do Rio Guamá e da ação do vento. A presença de uma zona litorânea extensa com macrófitas aquáticas pode ter reduzido a ação do vento, tornando-se uma região de pouca circulação de massas d'água (ESTEVES, 2011).

Nestas condições, partículas maiores em suspensão tendem a sedimentar com mais rapidez, deixando na superfície da água partículas mais leves como os íons Na, K e Ca que refletiram nas maiores concentrações de CE e STD neste compartimento. As maiores concentrações de clorofila- *a* coincidiram com elevadas densidades das espécies *Aulacoseira granulata* e *Aulacoseira* cf. *calypsi* na porção mais profunda da Zeu, ambas comuns no reservatório (COSTA et al., 2010; TREMARIN et al., 2013). Por outro lado, talvez as águas mais estáveis, o pH neutro e a menor turbidez proporcionaram a elevada densidade de *Bacularia* cf. sp., *Planktothrix agardhii* e *Planktothrix isothrix* no mês de setembro/2014, acima do limite estabelecido pela legislação. Sobre a turbidez, Dunk, Nogueira e Felisberto (2013) sugerem que as espécies filamentosas não são favorecidas por alta turbidez, que inibem o acesso à luz e aos nutrientes na coluna de água.

Planktothrix é uma das cianobactérias filamentosas com maior ocorrência de florações em ambientes tropicais com produção de toxinas em lagos na Indonésia. No Brasil florações de *Planktothrix agardhii* estão associadas com *Cylindrospermopsis raciborskii*, contudo, sem a liberação de toxinas (MOWE et al., 2015; BARROS et al. 2017). *Planktothrix agardhii* esteve associada às maiores concentrações de íons nitrogenados (NO_2^- , N-NH_3) nos meses menos chuvosos como ficou evidente na RDA.

Provavelmente a condição de eutrofização deste compartimento, sobretudo nos meses menos chuvosos, possibilitou o crescimento destas espécies como o que ocorreu em lagos da Polônia, onde Bukowska et al. (2017) associaram a maior presença de *Planktothrix* ao nitrogênio total, a maior transparência da água e ao estado eutrofizado do ambiente. Em estudos experimentais, *Planktothrix agardhii* cresce mais rapidamente com baixa intensidade de luz e altas concentrações de nutrientes, mas é inibida drasticamente pela privação de

nitrogênio (AMMAR et al., 2014).

Portanto, considerando a proliferação de cianobactérias é possível inferir que os compartimentos 1 e 4 são vulneráveis aos efeitos do uso e ocupação da bacia hidrográfica de estudo, sendo, portanto, prioritários para o gerenciamento da qualidade de suas águas.

A precipitação influencia o volume de água captada do Rio Guamá, pois ocorre um rebaixamento das águas do reservatório nos meses de menor precipitação (SODRÉ, 2007), sendo necessário aumentar a captação de água do rio. A vazão de água cresce a partir de junho até dezembro (SARAIVA, 2012), porém o nível de água ainda é menor nos meses menos chuvosos (VASCONCELOS; SOUZA, 2011).

A condição de maior captação- menor volume do reservatório- faz com que os meses de junho e, principalmente, setembro recebam maior influência de águas estuarinas do Rio Guamá ficando evidente no eixo 1 da PCA. O Rio Guamá possui águas brancas caracterizadas por muito material em suspensão constituído por argila e silte (SIOLI, 1985) e que lhe confere elevada turbidez e baixa penetração de luz (PAIVA et al., 2006).

A descarga de esgoto urbano da RMB na Baía do Guajará e no Rio Guamá (MATTA, 2002) é responsável pelos *inputs* dos compostos nitrogenados no lago, principalmente N-NH_3 e NO_2^- e de metais traços tóxicos. As euglenofíceas *Strombomonas* sp. e *Phacus longicauda* são indicadoras biológicas deste período e estão associadas a ambientes lacustres turbulentos, rasos e ricos em matéria orgânica (ALVES DA SILVA; HAHN, 2001; SOLDATELLI; SCHWARZBOLD, 2010), semelhantes ao ambiente em estudo. Vale ressaltar que segundo Sodré (2007) a varia o de água no lago mostra-se próxima ao comportamento de vazão de entrada, logo a qualquer período do ano o reservatório é dependente da adu o das  guas do Rio Guamá.

Isso fica evidente durante o m s de dezembro, que inicia o período chuvoso na Amazônia Oriental, porém possui a maior capta o de água por adu o do que os demais meses de estudo. Por esta razão o eixo 2 da PCA agrupou dezembro e setembro como os que receberam maior influência da vazão de entrada. Esta vazão possivelmente promoveu a entrada de nutrientes e metais traços no ambiente, diferente do que foi identificado por Lima et al. (2015), onde as fontes de esgoto oriundas do entorno do reservatório foram as maiores contribuintes destes nutrientes. Por outro lado, a vazão e os ventos fortes, promoveram a intera o água-sedimento aumentando as concentra es de FT e PO_4^{3-} nestes meses já que o sedimento é considerado um fornecedor de fósforo para os sistemas lacustres, sobretudo rasos (DING et al., 2015). A influência do Rio Guamá é mais forte no compartimento 2, com menor transparência, maiores STS, Cor Real e turbidez, semelhantes a estudos anteriores realizados

no Água Preta (VASCONCELOS; SOUZA, 2011; SODRÉ, 2007; SANTOS et al., 2016). Esta influência se reflete na composição das espécies, pois há um domínio de diatomáceas marinho-estuarinas-eurialinas *Aulacoseira granulata*, *Polymixus coronalis*, *Cyclotella striata* e *Coscinodiscus concinnus*, sendo bioindicadoras deste compartimento e abundantes em águas brancas amazônicas (PAIVA et al., 2006; MONTEIRO et al., 2009; SENA et al., 2015).

As águas do Rio Guamá direcionam o fluxo hídrico no sentido suldeste-oeste e promovem diferenças na velocidade das águas em todo o sistema hídrico, com diminuição em porções mais distantes do ponto de captação (SANTOS et al., 2016). À medida que se distancia de sua entrada no reservatório, ocorre a decantação do material particulado mais pesado diminuindo a turbidez, o STS e aumentando CE, STD e Sal em função da presença de partículas mais leves como Na, Cl⁻, K e SO₄²⁻. Nesse gradiente horizontal, a precipitação tem efeito diluidor das águas do rio (SODRÉ, 2007; VASCONCELOS; SOUZA, 2011; LIMA et al., 2015; SANTOS et al., 2016), principalmente em dezembro (eixo 1 da PCA), o qual, neste aspecto, divergiu do mês de setembro que apresentou maior turbidez, menor transparência e STS por receber poucas chuvas e forte influência do rio.

Nos meses mais chuvosos as espécies dulciaquícolas predominaram com ênfase em *Aphanocapsa parasitica* e *Dinobryum sertularia* por serem mais abundantes, densas, frequentes e bioindicadoras do período, sendo esta última comum em ambientes lacustres da Amazônia (COSTA et al., 2010; SILVA; MOURA; DANTAS 2013). Estas espécies estiveram associadas aos metais traços essenciais que provavelmente entraram no sistema através do processo de lixiviação como mostra o eixo 2 da RDA.

A. parasitica tem neste estudo o registro da primeira ocorrência na Amazônia brasileira, constituindo-se em uma espécie mutualística vivendo no interior de *D. sertularia*, como identificado por Komárek e Anagnostidis (2008), sendo encontrada no perifíton de um ambiente semilótico no Sul do País (BIOLO; RODRIGUES, 2011).

Os ventos aliados à vazão e a pouca profundidade do reservatório, que segundo Holanda et al. (2011) alcança 4.4 m de profundidade média, promoveram a homogeneização dos fatores físico-químicos da Zeu. Em lagos rasos tropicais, sobretudo na Região Amazônica, a estratificação e desestratificação é um evento diário e de pouca duração, não sendo encontrada estratificação duradoura em períodos sazonais específicos (ESTEVES, 2011). O conhecimento das condições locais, incluindo padrões de circulação e mistura, distribuição das chuvas, prevalência dos ventos, fatores físico-químicos da água e o uso e ocupação do solo, melhoram o desenho geral de um estudo sobre a estrutura da comunidade fitoplanctônica, com ênfase no monitoramento das cianobactérias.

CONCLUSÃO

Este estudo identificou duas zonas prioritárias para o monitoramento: os compartimentos 1 e 4. No compartimento 1, águas paradas, sombreadas por macrófitas, pH mais alcalino e pouco material em suspensão foram os possíveis fatores das florações (elevadas densidades) de cianobactérias mucilaginosas e que realizam a migração vertical na coluna d'água. Alterações no ambiente físico promoveram o estresse no sedimento e fizeram emergir cianobactérias bentônicas das cianobactérias no compartimento 4. Os meses menos chuvosos foram propícios ao crescimento das cianobactérias. Sugere-se que todo o plano de monitoramento inclua coletas em toda a zona eufótica visto que florações de cianobactérias ocorrem em áreas mais profundas.

O Rio Guamá é o maior contribuinte de nutrientes nitrogenados para o reservatório. As chuvas diluem os efeitos deste rio sobre o lago, mas a pouca profundidade, os ventos e a vazão de entrada definem o padrão de circulação das águas promovendo a dominância das diatomáceas no fitoplâncton e o intercâmbio de fósforo na Zeu determinando a condição eutrófica do ambiente.

REFERÊNCIAS

- ALCÂNTARA, C. R. Linha de instabilidade da Amazônia: estudo de caso e importância das características do perfil do vento na sua formação e desenvolvimento. **Ciência e Natura**, v. 33, n. 2, p. 197-226. 2011.
- ALVES da SILVA, S. M.; HAHN, A.T. Lista das Euglenophyta registradas em ambientes de águas continentais e costeiras do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia, Sér. Bot.**, v. 55, p. 171-188. 2001.
- AMANAJÁS, J. C.; BRAGA, C. C. Padrões espaço-temporal pluviométricos na Amazônia Oriental utilizando análise multivariada. **Rev. Bras. Meteorol.** v. 27, n. 4, p. 423-434. 2012.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. American Public Health Association; Washington: Unity State American, 2012. 1496 p.
- AMMAR, M. et al. Initial growth phases of two bloom-forming cyanobacteria *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Planktothrix agardhii* in monocultures and mixed cultures depending on light and nutrient conditions. **Annales de Limnologie: International Journal of Limnology**, v. 50, p. 231-240. 2014.
- AYRES, M. et al. **BioEstat 5.3: statistical applications in the areas of biological and medical sciences**. MCT, IDSM, CNPq; Belém, Brasil, 2007. 364 p.
- AZERIA, E. T. et al. Using null model analysis of species co-occurrences to deconstruct biodiversity patterns and select indicator species. **Divers. distrib.**, v. 15, n. 6, p. 958-971. 2009.
- BARROS, M. U. G. et al. Impact of filamentous cyanobacteria on the water quality of two tropical reservoirs. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos Brazilian**, v. 22, 2017.
- BICUDO, C. E. M.; MENEZES, M. **Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições**. 2nd ed. RiMA: São Carlos, Brasil, 2006. 502 p.
- BIOLO, S.; RODRIGUES, L. Composição de algas perifíticas (exceto Bacillariophyceae) em distintos substratos naturais de um ambiente semilótico, planície de inundação do Alto Rio Paraná, Brasil. **Brazilian Journal of Botany**, v. 34, n. 3, p. 307-319. 2011.
- BORDALO, C. A. L. **O desafio das águas numa metrópole amazônica: uma reflexão das políticas de proteção dos mananciais da região metropolitana de Belém-pa (1984 – 2004)**. 2006. 125 f. Tese (Pós graduação em Ciências)- Núcleo de Meio Ambiente, Universidade Federal do Pará, Belém, 2006.
- BORDALO, C. A. O paradoxo da água na região das águas: o caso da Amazônia brasileira. **Geosp – Espaço e Tempo (Online)**, v. 21, n. 1, 120-137. 2017. Disponível em: <<http://www.revistas.usp.br/geosp/article/view/107531>>. Acesso em: 02 set. 2017.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde – Ministério da Saúde. Monitoramento de Cianobactérias nos Mananciais de Abastecimento de Água para Consumo Humano no Brasil, 2012. **Boletim Epidemiológico**, v. 45, n.1. p. 1-15. 2014.

BRASIL. Ministério das cidades. Secretaria nacional de saneamento ambiental-SNSA. **Sistema nacional de informações sobre saneamento: diagnóstico dos serviços de água e esgoto- 2015.** SNSA/MCIDADES: Brasília, 2017.

BRASIL. Portaria Ministério da Saúde nº 2.914, de 12 de dezembro. **Diário Oficial [da] república Federativa do Brasil**, Poder executivo. Brasília, DF, 2011. Disponível em: <http://www.comitepcj.sp.gov.br/download/Portaria_MS_2914-11.pdf>. Acesso em: 10 de nov de 2011.

BRASIL. Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente N°357, de 17 março de 2005. **Diário Oficial [da] república Federativa do Brasil**, Poder executivo. Brasília, DF, 2005. Disponível em:< <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em 10 de nov de 2013.

BUKOWSKA, A. et al. Predicting blooms of toxic cyanobacteria in eutrophic lakes with diverse cyanobacterial communities. **Scientific Reports** v. 7, p. 8342, 2017.

CHORUS, I.; BARTRAM, J. **Toxic Cyanobacteria in Water. A Guide to their public health consequences, monitoring and management.** London: WHO & E & FN Spon, 1999. 416 p.

COLE, G. A. **Textbook of limnology**, 4th ed. Waveland Press: Illinois, Unity State American, 1994. 412 p.

COSTA, V. B. et al. Microfitoplâncton do lago Água Preta, Parque Ambiental de Belém (Pará, Brasil), durante o período chuvoso. **Uakari**, v. 6, n. 1, p. 75-86. 2010.

COSTA, W. Valorizar a água da Amazônia: uma estratégia de inserção nacional e internacional. In: ARAGÓN, L.; CLUSENER-GODT, M. (Orgs.). **Problemática do uso local e global da água da Amazônia.** NAEA/UFPA/UNESCO: Belém, Brasil, 2003.

DING, S. et al. In situ, high-resolution imaging of labile phosphorus in sediments of a large eutrophic lake. **Water Research** v. 74, p. 100- 109. 2015.

DODDS, W. K. et al. Eutrophication of U.S, freshwaters: analysis of potential economic damages. **Environmental Science & Technology**, v. 43, n.1, p. 12–19. 2009.

DUFRÊNE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**,v. 3, p. 345-366. 1997

DUNCK, B.; NOGUEIRA, I. S.; FELISBERTO, S. A. Distribution of periphytic algae in wetlands (Palm swamps, Cerrado), Brazil. **Brazilian of Journal Biology**, v. 73, n. 2, p. 331-46. 2013.

ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de limnologia.** Interciência: Rio de Janeiro, Brasil, 2011. 826 p.

FRANCOEUR, S. N.; BIGGS, B. J. F. Short-term effects of elevated velocity and sediment abrasion on benthic algal communities. **Hydrobiologia**, v. 561, n. 1, p. 59–69. 2006.

HOLANDA, P. S. et al. Hydrodynamic modeling and morphological analysis of Lake Água Preta: one of the water sources of Belém-PA-Brazil. **Journal of the Brazilian Society of Mechanical Sciences and Engineering**, v. 33, n. 2, p. 117-124. 2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Atlas de saneamento**. IBGE: Rio de Janeiro, 2011. 268 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Atlas do censo demográfico 2010**. IBGE: Rio de Janeiro, 2013.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Pesquisa nacional de saneamento básico**: 2008. IBGE: Rio de Janeiro, 2010. 183 p.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). **Dados da Rede INMET**. Dados Históricos. 2015. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>>. Acesso em: 20 de Jan. 2015.

INSTITUTO TRATA BRASIL. **Ranking do Saneamento 2017**: Instituto Trata Brasil. Disponível em: <<http://www.tratabrasil.org.br/datafiles/estudos/ranking/2017/relatorio-completo.pdf>>. Acesso em: 01 set. 2017.

INTERNATIONAL LAKE ENVIRONMENT COMMITTEE - ILEC. **Managing lakes and their basins for sustainable use. A report for the lake basin managers and stakeholders**. International Lake Environmental Committee Foundation: Kusatsu, Japan, 2005. 166 p.

KOMÁREK, J. Cyanoprocaryota 3. Teil: Heterocytousgenera. In **Süßwasserflora von Mitteleuropa freshwater flora of central Europa**; Spektrum Akademischer Verlag: Berlim, Germany, 2013. 1748 p.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Cyanoprocaryota 1. Teil: Chroococcales. In **Süßwasserflora von Mitteleuropafreshwater flora of central Europa**; Spektrum Akademischer Verlag: Berlim, Germany, 2008. 548 p.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Cyanoprocaryota 2. Teil/Part 2: Oscillatoriales. In **Süßwasserflora von Mitteleuropa freshwater flora of central Europa**; Spektrum Akademischer Verlag: Berlim, Germany, 2007. 759 p.

KRAWCZYK, D.; GONGLEWSKI, N. Determining suspended solids using a spectrophotometer. **Sewage and Waste**, v. 31, p. 1159-1164. 1969.

LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. 235 f. Tese (Doutorado em Ecologia)-Departamento de Ecologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LEGENDRE, P.; GALLAGHER, E. D. Ecological meaningful transformations for ordination of species data. **Oecologia**, v. 129, p. 271-280. 2001.

LIMA, R. C. et al. An Analysis of Total Phosphorus Dispersion in Lake Used As a Municipal Water Supply. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 87, n. 3, p. 1505-1518. 2015.

LIMA, W. N. de.; SANTOS, M. T. P. dos. Avaliação geoquímica ambiental de águas residuárias e de matéria orgânica degradada de canais de drenagem urbana (Belém-PA). **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Série Ciências da Terra**, v. 13, p. 3-40. 2001.

MARTINS-DA-SILVA, R. C. V.; BICUDO, C. E. de M. Algas planctônicas (exclusive Diatomaceae) do lago Água Preta, município de Belém, Estado do Pará. In GOMES, J. I. et al., (Org.) **Diversidade e dinâmica biológica da área de Pesquisa ecológica do Guamá (APEG)**. Mocambo: Belém, p. 175-249, 2007.

MATTA, M. A. S. **Fundamentos hidrogeológicos para a gestão integrada dos recursos hídricos da região de Belém/Ananindeua – Pará, Brasil**. 292 f. Tese (Doutorado em Geologia) – Centro de Geociências, Universidade Federal do Pará, Belém, Brasil, 2002.

MCALLISTER, T. G.; WOOD, S. A.; HAWES, I. The rise of toxic benthic Phormidium proliferations: A review of their taxonomy, distribution, toxin content and factors regulating prevalence and increased severity. **Harmful Algae**, v. 55, p. 282-294. 2016.

MCCUNE, B.; MEFFORD, M. J. **PC-ORD**. Multivariate Analysis of Ecological Data, Vers. 6; MjM Software: Gleneden Beach, Oregon, Unity State American, 2011.

MELO, N. F. A. C.; PAIVA, R. S.; SILVA, M. M. Considerações ecológicas sobre o zooplâncton do lago Bolonha, Belém, Pará, Brasil. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Ciências Naturais**, v.1, n. 1, p. 115-125. 2006.

MEREL, S. et al. State of knowledge and concerns on cyanobacterial blooms and cyanotoxins. **Environment International**, v.59, p. 303–327. 2013.

MONTEIRO, M. D. R. et al. Composição e distribuição do microfitoplâncton do rio Guamá no trecho entre Belém e São Miguel do Guamá, Pará, Brasil. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Cienc. Nat.**, v.4, n. 3, p. 341-351. 2009.

MOREIRA FILHO, H. ; VALENTE-MOREIRA. Avaliação florística e ecológica das diatomáceas (Chrysophyta, Bacillariophyceae) marinhas e estuarinas nos Estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul. **Estudos de Biologia**, v. 25, p. 5-48. 1990.

MOREIRA FILHO, H. et al. Avaliação taxonômica e ecológica das diatomáceas (Chrysophyta - Bacillariophyceae) marinhas e estuarinas nos Estados de Pernambuco, Paraíba, Rio Grande do Norte, Ceará, Piauí, Maranhão, Pará e Amapá, Brasil. **Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco**, v. 27, p. 55-90. 1999.

MORO, R. S.; FURSTENBERGER, C. B. **Catálogo dos principais parâmetros ecológicos de diatomáceas não-marinhas**. Ed. UEPG: Ponta Grossa, Brasil, 1997. 282 p.

MOWE, M. A. D. et al. Tropical cyanobacterial blooms: a review of prevalence, problem taxa, toxins and influencing environmental factors. **J. Limnol.** v. 74, n. 2, p. 205-224. 2015.

- OLIVEIRA, F. H. P. C. et al. Printed Seasonal changes of water quality in a tropical shallow and eutrophicservoir in the metropolitan region of Recife (Pernambuco-Brazil). **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 86, n. 4, p. 1863-1872. 2014.
- OLIVEIRA, R. S. et al. Sanitary quality of the public groundwater supply for the municipality of Belém in Northern Brazil. **Cadernos Saúde Coletiva**, v. 21, n. 4, p. 377-83. 2013.
- PAIVA, R. S. et al. Ecological considerations on the phytoplankton from Guajará Bay and from the Guamá River estuary in Pará, Brazil. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Ciências Naturais**, v. 1, n. 2, p. 133-146. 2006.
- PARSONS, T. R.; STRICKLAND, J. D. H. Discussion of spectrophotometric determination of marine plankton pigments with revised equations of ascertaining chlorophyll- *a* and carotenoids. **J. Mar. Res.** v. 21, p. 155-163. 1963.
- PINTO-COELHO, R. M.; HAVENS, K. **Gestão de Recursos Hídricos em Tempos de Crise**. Artmed: Porto Alegre, Brasil, 2016. 240 p.
- PIRES, N. L. et al. Impacts of the Urbanization Process on Water Quality of Brazilian Savanna Rivers: The Case of Preto River in Formosa, Goiás State, Brazil. **Int. J. Environ. Res. Public Health**, v.12, n. 9, p. 10671-10686. 2015.
- PONTES, L. C. et al. Dinâmica das áreas de várzea do município de Belém/PA e a influência da precipitação pluviométrica na formação de pontos alagamentos. **Cadernos de Geografia**, v. 27, n. 49, p.285-303. 2017.
- POOS, M. S.; JACKSON, D. A. Addressing the removal of rare species in multivariate bioassessments: The impact of methodological choices. **Ecological Indicators**, v. 18, p. 82-90. 2012.
- R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing: Vienna, Austria. Disponível em:< <https://www.R-project.org/>>. Acesso em: 20 Maio 2017.
- REYNOLDS, C. S. et al. Towards classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research**, v. 24, n. 5, p. 417-428. 2002.
- ROUND, F. E.; CRAWFORD, R. M.; MANN D. G. **Diatoms: Biology and Morphology of the Genera**. Cambridge University Press: Cambridge, England, 1990. 747 p.
- SANTIAGO, A. V. et al. Variabilidade e intensidade das chuvas em Belém-Pa. In Congresso Brasileiro de Agrometeorologia, 27, Guarapari, Espírito Santo, **Anais...** Espírito santos: SBA, 2011.
- SANTOS, L. S. dos. et al. Geotecnologia aplicada na análise de Bacias Hidrográficas e rede de drenagem: estudo das bacias hidrográficas do Murucutu e Aurá, Belém, Pará. **Revista Sodebras**, v.11,n. 124, p. 131-135. 2016.

SANTOS, L. S. et al. Geotecnologia aplicada na análise de Bacias Hidrográficas e rede de drenagem: estudo das bacias hidrográficas do Murucutu e Aurá, Belém, Pará. **Revista sodebras**, v. 11, p. 131-169. 2016.

SANTOS, M. L. S. et al. Hydrodynamic modeling of a reservoir used to supply water to Belem (Lake Agua Preta, Para, Brazil). **Maringá**, v. 37, n. 3, p. 353-359. 2015.

SANTOS, M. L. S. V. et al. Influência da expansão urbana na qualidade da água em reservatório da região Amazônica (Belém, Pará). **Boletim Técnico Científico do CEPNOR**, v. 13, n. 1, p. 15 – 22. 2013.

SARAIVA, A. L. L. **Análise dos impactos da dinâmica de nutrientes e sólidos sobre a qualidade do ambiente lântico usado para abastecimento de comunidades amazônicas**. 2012, 144f. Tese (Engenharia de recursos naturais da Amazônia)- Instituto de Tecnologia, Universidade Federal Pará, Belém, 2012.

SCHINDLER, D. W. Recent advances in the understanding and management of eutrophication. **Limnol. Oceanogr**, v. 51, p. 356-363. 2006.

SECRETARIA DE MEIO AMBIENTE E SUSTENTABILIDADE DO ESTADO DO PARÁ (SEMA). **Revisão do plano de manejo do Parque Estadual do Utinga**. Sema, Imazon: Belém, 2013. 378 p.

SENA, B. A. et al. Composition of Microphytoplankton of an Estuarine Amazon River, Pará, Brazil. **Biota Amazonia**, v. 5, n.2, p. 1-9. 2015.

SILVA, I. G.; MOURA, A. N.; DANTAS, E. W. Phytoplankton community of Reis Lake in the Brazilian Amazon. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 85, n. 2, p. 649-63. 2013.

SILVA, L. M.; MORALES, G. P.; LIMA, A. M. M. de. Avaliação da qualidade das águas superficiais dos Mananciais do Utinga e dos rios Guamá e Aurá, Belém, Pará. **Enciclopédia Biosfera-Centro Científico Conhecer**, v. 10, n. 18, p. 3161-3179. 2014.

SIOLI, H. **Amazônia: fundamentos da ecologia da maior região de florestas tropicais**. Petrópolis: Editora Vozes, 1985.

SODRÉ, S. S. V. **Hidroquímica dos Lagos Bolonha e Água Preta, Mananciais de Belém - Pará**. 114 f. 2007. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Geociências, Universidade Federal do Pará, Instituto de Geociências, Belém, 2007.

SOLDATELLI, V. F.; SCHWARZBOLD, A. Comunidade fitoplanctônica em lagoas de maturação, Caxias do Sul, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia, Sér. Bot**, Porto Alegre, v. 65, n.1, p. 75-86. 2010.

SOUSA, E. B. de. et al. Monitoramento de Cianobactérias nos Reservatórios de Abastecimento de Belém: Entendendo os Riscos. In ALFARO, A. T. S., TROJAN, D. G. Org. **Ciências Ambientais e o Desenvolvimento Sustentável na Amazônia**, 1º ed. p. 95-105. Atena: Curitiba, Brasil, 2017.

TER BRAAK, C. J. F.; MILAUER, P. S. **Canoco** - Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows Software for Canonical Community Ordination, Vers 4.5. Microcomputer Power: Ithaca, New York, Unity State of American, 2002.

THORNTON, K. E.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. **Reservoir Limnology**: Ecological perspectives. John Wiley and Sons: New York, 1990. 246 p.

TREMARIN, P. I. et al. *Aulacoseira calypsis* sp. nov. (Coscinodiscophyceae) from na Amazonian lake, northern Brazil. **Phycological Research**, v.61, p. 292–298. 2013.

UNITED STATES ENVIROMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Method 200.7**: Determinations of Metals and trace elements in water and waster by inductively compled plasma-atomic emission spectrometry, USEPA: United States, 2007. 58 p.

UTERMÖHL, H. Zur Vervollkommung der Quantitativen Phytoplankton-Methodik. **Mitteilungen Internationale Vereiningung fuer Theoretische und Angewandte Limnologie**, v. 9, p. 1-38. 1958.

VALENTIN, J. L. **Ecologia numérica**: uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos, 2º ed. Interciência: Rio de Janeiro, Brasil, 2012. 168 p.

VAN DEN HOEK, C.; MANN, D. G.; JAHNS, H. M. **Algae**: an introduction to phycology. Cambridge University Press: Cambridge, England, 1995. 627 p.

VASCONCELOS, V. M. M.; SOUZA, C. F. Caracterização dos parâmetros de qualidade da água do manancial Utinga, Belém, PA, Brasil. **Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 6, n. 2, p. 305-324. 2011.

VIEIRA, J. M. S. et al. 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.

MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela 2. Espécies indicadoras significativas dos quatro grupos de amostras formados pelo agrupamento.

Táxons	Abreviação	Grupo	IndVal (%)	Mean ± SD	p-value	Ecologia
Cyanophyceae						
<i>Aphanocapsa parasitica</i> (Kütz.) Komárek & Anagnostidis	Aphanpar	1	70.6	21.1 ± 5.59	0.0001	Águas rasas e eutróficas, epifítica, dulciaquícola, não poluídas.
<i>A. elachista</i> W. West & G.S. West	Aphanela	2	33.4	27 ± 2.78	0.0008	Águas rasas e eutróficas, planctônica epliminion, dulciaquícola, cosmopolita.
<i>A. holsatica</i> (Lemm.) Cronberg et Komárek	Aphanhol	2	42.4	17.7 ± 6.18	0.0041	Águas rasas e eutróficas planctônica epliminion, dulciaquícola, cosmopolita
<i>A. incerta</i> (Lemm.) G. Cronberg & Komárek	Aphainc	2	49.4	12.7 ± 5.93	0.0006	Águas rasas e eutróficas, epliminion, planctônicas dulciaquícola, cosmopolita
<i>Aphanocapsa</i> sp.1	Aphansp.	2	46	24.5 ± 4.6	0.0002	Águas rasas e eutróficas, epliminion, planctônicas dulciaquícola, cosmopolita
<i>Coelosphaerium pusillum</i> Van Goor	Coelpus	2	29	12 ± 5.94	0.0186	Lagos profundos e rasos, Oligo a eutróficos
<i>Merismopedia</i> sp.	Merissp	3	45.8	19.8 ± 5.82	0.0017	Planctônica. Lagos profundos e rasos, Oligo a eutróficos.
<i>M. tenuissima</i> Lemmermann	Meristen	3	33.4	27 ± 3.13	0.0292	Planctônica
<i>Phormidium</i> sp.	Phormsp1	2	32.9	14.1 ± 6.21	0.0122	Águas estáveis, eutróficas com macrófitas emergentes. Bentônica (epifítica), litorânea.
<i>Planktothrix agardhii</i> (Gom.) Anagnostidis & Komárek	Plankaga	2	31.1	15.4 ± 6.13	0.0262	Ambientes turvos, planctônica

Tabela 2. Espécies indicadoras significativas dos quatro grupos de amostras formados pelo agrupamento.

Táxons	Abreviação	Grupo	IndVal (%)	Mean ± SD	p-value	Ecologia
						adaptada a sombra. Ambientes turvos, plantônica
<i>P. isothrix</i> (Skuja) Komárek & Komárková	Planktis	3	54.5	19.3 ± 5.89	0.0005	adaptada a sombra. Ambientes turvos, plantônica
<i>Pseudanabaena limnetica</i> (Lemm.) Komárek	Psedlim	2	27.3	9.3 ± 5.81	0.0183	adaptada a sombra.
Coscinodiscophyceae						
<i>Polymyxus coronalis</i> L.W. Bail	Polic	4	72.8	19 ± 6.07	0.0001	Ambientes turvos, plantônica adaptada a sombra.
<i>Actinoptychus senarius</i> (Ehr.) Ehrenberg	Actinopt	4	25	8.9 ± 4.32	0.0223	Espécie marinha-estuarina planctônica
<i>Aulacoseira granulata</i> Brébisson in Ralfs	Aulacogr	4	32.3	27 ± 1.01	0.0001	Lagos rasos a estratificados eutróficos. Epilíminio., planctônica, dulciaquícola.
<i>Coscinodiscus concinnus</i> W. Smith	Coscon	4	72.4	18.4 ± 6.18	0.0001	Marinho, eurialino, nerítico, oceânico planctônico.
<i>C. oculus-iridis</i> (Ehr.) Ehrenberg	Coscoc	4	25	9.1 ± 4.55	0.0249	Marinho, eurialino, nerítico, oceânico planctônico.
<i>C. radiatus</i> Ehrenberg	Cosrad	4	22	9.4 ± 5.71	0.0294	Marinho, eurialino, nerítico, oceânico planctônico.
<i>Cyclotella striata</i> (Kütz.) Grunow	Cyclostr	4	46.5	20.4 ± 5.79	0.0012	Dulciaquícola, planctônica.
<i>Trieres sinensis</i> (Grev.) M.P. Ashworth & E.C. Theriot	Trsin	4	25	9.1 ± 4.5	0.0263	Marinha, planctônica
<i>Paralia sulcata</i> (Ehr.) Cleve	Parasulc	4	64.1	17.7 ± 6.1	0.0001	Marinha, ticiplanctônica
<i>Triceratium favus</i> Ehrenberg	Tricefav	4	34.1	13.4 ± 6.18	0.0099	Marinha, planctônica
<i>Urosolenia eriensis</i> (H. L. Smith) Round & R.M. Crawford	Uroeri	1	31.3	27.1 ± 2.53	0.0179	Lagos claros, profundos, dulciaquícola e sensível ao aumento do pH.
Bacilariophyceae						
<i>Actinella brasiliensis</i> Grunow in Van Heurck	Actinbra	2	29	11.1 ± 5.83	0.0139	Dulciaquícola, ticiplanctônica
<i>Cymbella</i> sp.	Cym sp.	2	32.6	11.2 ± 5.91	0.0056	Lagos poucos profundos, turvo, litorâneo,

Tabela 2. Espécies indicadoras significativas dos quatro grupos de amostras formados pelo agrupamento.

Táxons	Abreviação	Grupo	IndVal (%)	Mean ± SD	p-value	Ecologia
<i>Eunotia asterionelloides</i> Hustedt	Eunotiaa	1	27.2	15.2 ± 6.16	0.045	plancetônico. Dulciaquícola, planctônica, lagos oligotróficos de águas claras ou pretas
<i>Surirella</i> sp.	Surirell	4	39.2	12.7 ± 5.96	0.0019	Lago pouco profundo, turvo, litorâneo, planctônico.
Chlamydoephyceae						
<i>Eudorina elegans</i> Ehrenberg	Eudorel	2	30.6	27.3 ± 2.16	0.021	Pequenos lagos eutróficos e águas estáveis em reservatórios alimentados por rios.
Chlorophyceae						
<i>Actinastrum</i> sp.	Actinsp.	4	21.6	9.3 ± 5.69	0.0279	Pequenos lagos eutróficos e águas estáveis em reservatórios alimentados por rios. Lagos pouco profundos estratificados, eutróficos, Epilimnia.
<i>Closteriopsis</i> sp.	Clostsp.	2	34.5	25.2 ± 4.37	0.0426	
<i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirc.) West & G.S. West	Cructet	3	34.4	21.1 ± 5.45	0.0233	Lago raso, misturado, eutrófico. Dulciaquícola, planctônica.
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i> Nägeli	Dictyose	2	44.8	25.1 ± 4.33	0.0001	Dulciaquícola, planctônica. Lagos meso-eutróficos claros e profundamente misturados.
<i>Elakatothrix</i> sp.	Elakatsp	2	28.4	12.8 ± 6.08	0.0271	Dulciaquícola, planctônica. Lagos rasos a profundos, meso-eutróficos.
<i>Micractinium</i> sp.	Micracsp	1	38.7	14.6 ± 6.02	0.0052	Dulciaquícola, planctônica. Lagoas meso-eutróficas claros e profundamente misturadas.
<i>Oocystis</i> sp.	Oocystis	2	47.6	23 ± 5.19	0.0002	
Zygnemaphyceae						
<i>Euastrum</i> sp.	Euastrsp	2	35.4	21.7 ± 5.42	0.0279	Dulciaquícola, planctônica.
<i>Staurastrum</i>	Staurlep	3	30.8	12.1 ±	0.0126	Lagos rasos a

Tabela 2. Espécies indicadoras significativas dos quatro grupos de amostras formados pelo agrupamento.

Táxons	Abreviação	Grupo	IndVal (%)	Mean ± SD	p-value	Ecologia
<i>leptocladum</i> Nordstedt				5.84		profundos estratificados. Epilimnio, dulciaquícola, planctônica.
Euglenophyceae						
<i>Trachelomonas hispida</i> (Perty) Stein emend. Deflandre	Trachelo	3	32.2	27.2 ± 2.87	0.0365	Lagos pouco profundos meso-eutróficas. Ticoplanctônica, dulciaquícola.
<i>Trachelomonas</i> spp.	Tracheis	1	41.7	21.4 ± 5.7	0.0064	Lagos pouco profundos meso-eutróficas. Ticoplanctônica, dulciaquícola.
<i>Strombomonas</i> sp.	Stromb	3	48.5	19.9 ± 5.84	0.0005	Lagos pouco profundos meso-eutróficas. Ticoplanctônica, dulciaquícola. Lagoas naturais ou temporárias, ricas em matéria orgânica em decomposição ou esgoto.
<i>Phacus longicauda</i> (Ehr.) Dujardin	Phalong	3	55.6	11.2 ± 6.03	0.0002	Ticoplanctônica, dulciaquícola.
<i>Hyalophacus</i> sp.	Hyalophs	3	41.6	20.3 ± 5.83	0.0066	Ticoplanctônica, dulciaquícola
Cryptophyceae						
<i>Rhodomonas</i> sp.	Rhodomsp	3	34.5	25.8 ± 4.16	0.0437	Lagos sob baixa pressão de pastejo.
Chrysophyceae						
<i>Dinobryon sertularia</i> Ehrenberg	Dinobrse	1	59.9	22.1 ± 5.39	0.0001	Lagos ou lagoas baixo nutrientes.
Dinophyceae						
<i>Peridinium</i> sp.	Peridsp.	3	38.7	24.5 ± 4.64	0.0106	Lagoas meso-eutróficas, lagos pouco profundos. Ticoplanctônica dulciaquícola.

6.2 ARTIGO 2: TRAÇOS FUNCIONAIS DO FITOPLÂNCTON NA DETERMINAÇÃO DAS CONDIÇÕES SANITÁRIAS DE UM RESERVATÓRIO TROPICAL DOMINADO POR MACRÓFITAS AQUÁTICAS (BRASIL)

TRAÇOS FUNCIONAIS DO FITOPLÂNCTON NA DETERMINAÇÃO DAS CONDIÇÕES SANITÁRIAS DE UM RESERVATÓRIO TROPICAL DOMINADO POR MACRÓFITAS AQUÁTICAS (BRASIL)

Resumo: Este estudo analisou os traços funcionais e as abordagens discricionárias do fitoplâncton que melhor descrevem as condições sanitárias do reservatório Bolonha (Pará, Brasil). Neste reservatório foram estabelecidos três cenários ambientais com distintos percentuais de proliferação de macrófitas: cenário 1 (100% de visibilidade da lâmina d'água); cenário 2 (~50% da lâmina d'água coberta por macrófitas), cenário 3 (~80% da lâmina d'água coberta de macrófitas). O fitoplâncton e a clorofila-*a* foram coletados em três pontos ao longo do reservatório e em três profundidades da na zona eufótica com garrafas de Van Dorn. Os fatores físico-químicos da água foram analisados e correlacionados com a estrutura do fitoplâncton através de análise multivariada. O cenário 1 (dezembro/2013) foi mesotrófico, profundo com águas mais transparentes e com maiores concentrações de sais, metais, condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos, onde o fitoplâncton foi dominado por espécies planctônicas com traços morfológicos para captar luz e nutrientes. O cenário 2 (março/2014) foi eutrófico com maiores concentrações de nitrogênio amoniacal relacionado a fortes chuvas e com espécies planctônica e bentônicas. O cenário 3 (setembro/2015) foi eutrófico, raso e sob influência dos ventos, onde o fitoplâncton foi dominado por espécies bentônicas, epipsâmicas e epilíticas adaptadas a sombra e alta turbidez. Nos três cenários houve alteração da qualidade da água no aspecto físico-químico, tais como elevadas concentrações de alumínio, baixas concentrações de oxigênio e elevado DBO no cenário 1 e ferro elevado no cenário 3. O grupo funcional W2 foi predominante nos três cenários ambientais. O uso de traços fitoplanctônicos constitui ferramenta importante para a caracterização do reservatório Bolonha, sendo a abordagem com espécies indicadoras a que melhor representa as condições ambientais do local.

Palavras-chaves: bioindicadores, abastecimento humano, qualidade da água.

INTRODUÇÃO

O fitoplâncton é considerado sentinela importante nas mudanças ambientais sendo o primeiro a reagir às alterações no meio ambiente aquático e o mais sensível aos impactos combinados de estressores do que somente um (DZIOCK et al., 2006; SAGERT et al., 2008). A temperatura, os nutrientes, a profundidade da zona fótica, a circulação da água (JAWORSKA et al., 2014; KOZAK et al., 2015; TIAN et al., 2017), a herbivoria pelo zooplâncton (ARUNPANDI et al., 2017) e a precipitação pluviométrica (LI et al., 2015) estão entre os principais fatores ambientais que afetam a estrutura do fitoplâncton.

A comunidade fitoplanctônica é usada como ferramenta na determinação das condições ecológicas e sanitárias de reservatório de abastecimento humano (KUO; WU 2016; YANG et al., 2017a; YANG et al., 2017b) através da dinâmica das grandes divisões taxonômicas nas interpretações ambientais (FADEL et al., 2015; LIRA et al., 2014). Entretanto, novas abordagens baseadas em estudos fitossociológicos e estatísticos são adaptadas à análise do plâncton, tais como o valor de índice de espécies indicadoras- IndVal (DUFRÊNE; LEGENDRE, 1997) e os grupos funcionais do fitoplâncton (REYNOLDS et al., 2002). O IndVal é um índice estatístico que leva em consideração a exclusividade e a fidelidade das espécies nas amostras (ambientes/habitat), possibilitando assim inferir se uma ou mais espécies são boas indicadoras ambientais (DUFRÊNE; LEGENDRE, 1997).

Os grupos funcionais do fitoplâncton reúnem as espécies em grupos ou códons com base nos seus traços funcionais, as características que lhes dão maior adaptabilidade aos limites impostos pelo ambiente. Os códons também consideram os tipos de hábitat, a tolerância e asensibilidade às condições ambientais presentes nas espécies, assim os grupos funcionais respondem às condições ambientais (REYNOLDS et al., 2002). O sistema apresenta 40 códons que agrupam algas com necessidades e respostas semelhantes aos fatores ambientais (PADISÁK et al., 2009).

Os primeiros estudos sobre grupos funcionais do fitoplâncton foram realizados em lagos continentais profundos, estratificados e de ambientes temperados (REYNOLDS et al., 2002). Porém, muitos trabalhos abordaram grupos funcionais e criaram códons para algas de novos ambientes, como lagos rasos tropicais e subtropicais, os quais aplicaram métodos estatísticos para validar os códons (KRUNK et al., 2002). No Brasil, esta abordagem tem recebido contribuições principalmente das regiões sul e suldeste (FONSECA; BICUDO, 2008; SOUZA et al., 2008). Na Amazônia os estudos são escassos merecendo destaque os

trabalhos de Huszar e Reynolds (1997) e Melo e Huszar (2000) na planície de marés do Lago Batata (Estado do Pará). O presente estudo analisa as diferentes abordagens discriminatórias do fitoplâncton e seus traços funcionais que melhor descrevem as condições sanitárias do reservatório tropical amazônico (Lago Bolonha, Pará, Brasil).

MATERIAL E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO E AMOSTRAGENS

O Lago Bolonha (1° 24' 43''S/48° 25' 13''W- 1° 24' 28''S-48° 24' 7''W) é usado para o abastecimento de ~2 milhões de pessoas da Região Metropolitana de Belém- RMB (Brasil). Possui uma área de ~577.127 m² e volume de água ~1.954.000 m³ está inserido na Reserva ambiental denominada Parque Estadual do Utinga. O reservatório é raso (~4- 5 m), não estratificado, com drenagens naturais e provenientes do reservatório Água Preta, o qual capta as águas superficiais do Rio Guamá, corpo hídrico de grande porte que margeia parte da região (LIMA et al., 2013; ARAÚJO Jr., 2015; GONÇALVES et al., 2015).

Durante décadas o lago encontrou-se assoreado e dominado por macrófitas aquáticas principalmente as espécies *Eichornia crassipes* Mart. (Solms) e *Pistia stratiotes* Linnaeus (ARAÚJO Jr., 2015). Em 2013 foram retirados ~371 mil/m² de vegetação flutuante visando recuperar a clareza e diminuir os custos de tratamento da água para o consumo. A limpeza teve sucesso limitado, visto que cinco meses após limpeza o lago voltou a ser dominado por macrófitas. Dentro do Parque predomina a floresta ombrófila densa de terra baixa com domínio de floresta de terra firme, vegetação aquática e floresta de igapó. O solo predominante é latossolo amarelo e gleissolo. A altitude varia entre 5- 30 m (PARÁ, 2013).

O clima da região é Af₁ de Köppen com temperatura variando de 31,5 °C a 33,1°C, umidade relativa do ar acima de 78% e ventos predominantes de leste e nordeste com variação de 4 a 6.7 km/h. A precipitação anual varia entre 2.769,4 a 3.775,6 mm com período mais chuvoso de dezembro a maio e o menos chuvoso de junho a novembro (INMET, 2015).

No reservatório Bolonha foram estabelecidos três pontos de coleta (1, 2 e 3), em três profundidades da Zona eufótica- Zeu (A ~100 % de incidência de luz; B~ 50% de incidência de luz e C~ 1% de incidência de luz) conforme leitura do disco de Secch (COLE, 1994). As amostragens representam três cenários ambientais com base no percentual de proliferação de macrófitas no reservatório e na sazonalidade: cenário 1: após a retirada de macrófitas com 100% de lâmina d'água visível (dezembro/2013, mês de transição entre seco e chuvoso); cenário 2: macrófitas ocupam ~ 50% da lâmina d'água (março/2014, mês chuvoso) e cenário 3: macrófitas ocupam ~80% do reservatório (setembro/2014, mês menos chuvoso) (Figura 1).

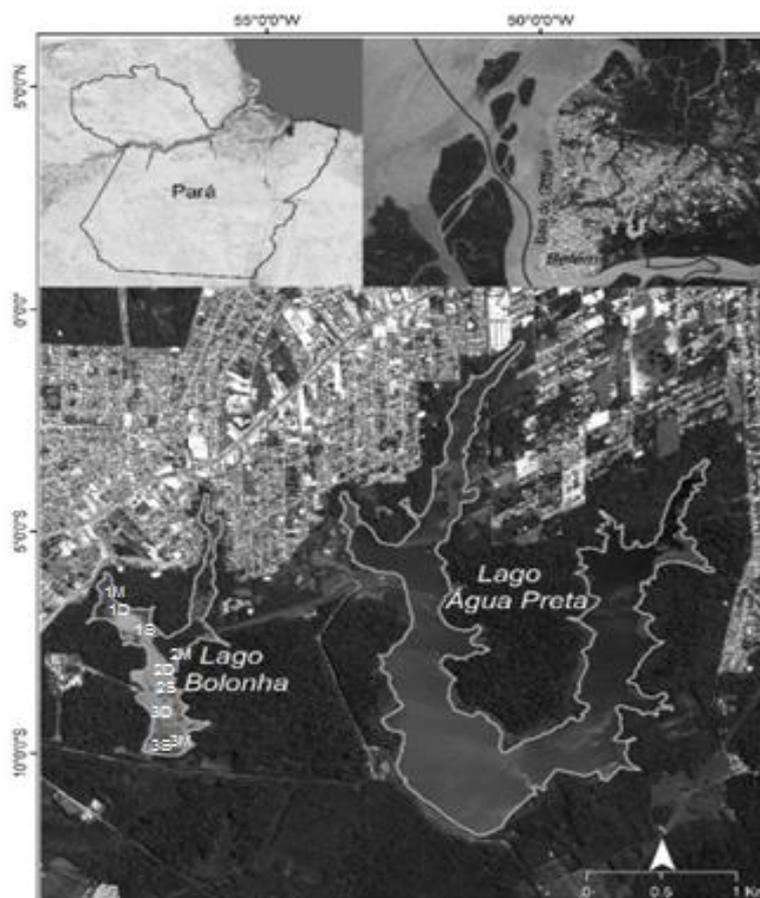


Figura 1. Mapa de localização do reservatório Bolonha (Pará, Brasil), com os pontos de amostragem: dezembro/2013 (1D, 2D e 3D); março/2014 (1M, 2M e 3M) e setembro/2014 (1S, 2S e 3S) (GOLÇALVES et al., 2015, modificado).

COLETA E ANÁLISE VARIÁVEIS AMBIENTAIS

Os valores históricos (1985 a 2014) de precipitação e ventos foram coletados da estação meteorológicas de Belém (código 82191, latitude -1.43, longitude -48.42 e altitude 10 m) e fornecidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia do Brasil (INMET, 2015).

A transparência da água foi estimada através de um disco de Sech. As medidas de temperatura da água ($T^{\circ}C$), potencial hidrogeniônico (pH), salinidade (sal), condutividade elétrica (CE), sólidos total dissolvido (STD) e oxigênio dissolvido (OD) foram medidos *in situ* pela sonda multiparamétrica (HI 9828 - HANNA®, USA).

Para as demais variáveis foram coletadas água com garrafa de Van Dorn e armazenadas em frascos de polipropileno de 1,000 L seguindo a recomendação 1060 da *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012).

As amostras de clorofila-*a* foram filtradas em filtros de celulose de 0,45 µm, os pigmentos extraídos com acetona a 90% e analisados em espectrofotometria (D2000 HANNA®) (PARSONS; STRICKLAND, 1963).

A turbidez, cor e cor real foram determinadas pelo método nefelométrico 2130 B (APHA, 2012) e os sólidos totais em suspensão (STS) pelo método fotométrico (KRAWCZYK; GONGLEWSKI, 1969). A demanda bioquímica do oxigênio (DBO) e demanda química do oxigênio (DQO) foram determinados pela espectrometria de UV-VIS (modelo DR 3900) de acordo com a APHA (2012). Nitrito (NO₂⁻), nitrato (NO₃⁻), nitrogênio amoniacal (N-NH₃), fósforo total (FT), dureza, fluoreto (F⁻), cloreto (Cl⁻), ortofosfato (PO₄⁻³) e sulfato (SO₄²⁻) foram determinados pela cromatografia iônica com supressão química da condutividade do eluente utilizando o cromatógrafo de íons ICS Dual 2000 (Dionex Corporation, Sunnyvale, CA, USA) APHA (2012).

Os íons sódio (Na), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), manganês (Mn), zinco (Zn) e os metais ferro (Fe), alumínio (Al), cádmio (Cd), cobalto (Co), cromo (Cr), cobre (Cu), níquel (Ni) e chumbo (Pb) foram analisados por Espectrometria de Emissão Ótica com Plasma Induzido (ICP OES), modelo Vista- MPX CCD simultâneo (Varian, Mulgrave, Austrália) segundo USEPA (2007). A qualidade da água foi baseada nos limites preconizados pela Resolução do CONAMA n° 352/2005 (BRASIL, 2005).

ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO

O índice e a classificação de estado trófico- IET foi calculado segundo Lamparelli (2004) e separado nas classes: Ultraoligotrófico (< 47), Oligotrófico (47 < IET ≤ 52), Mesotrófico (52 < IET ≤ 59), Eutrófico (59 < IET ≤ 63), Supereutrófico (63 < IET ≤ 67) e Hipereutrófico (> 67).

COLETA E ANÁLISE DE FITOPLÂNCTON

As amostras para análise da densidade do fitoplâncton foram coletadas com garrafa de Van Dorn, armazenadas em frascos de polipropileno de 300 ml e fixadas com lugol acético. O método de sedimentação de Ütermohl (1958) foi empregado para a identificação e contagem dos táxons expresso em ind/mL. Todas as células, cenóbios, frústulas, loricas, colônias ou filamentos foram considerados um indivíduo. As cianobactérias também foram contadas em células por mililitro (cel/mL). A identificação, nomenclatura e o enquadramento taxonômico

foram realizados de acordo com as literaturas especializadas: Bicudo e Menezes 2006; Van Den Hoek et al., 1997; Komárek e Anagnostidis 2007; 2008; Komárek 2013; Round et al. 2007. Os grupos funcionais do fitoplâncton seguiram a classificação de Reynolds et al. (2002) e Padisák et al. (2009).

ANÁLISE ESTATÍSTICA

As variações dos fatores ambientais nos diferentes pontos de coleta, profundidades da Z_{eu} (A, B e C) e cenários ambientais foram analisados por meio do teste F (ANOVA One Way), para dados normais, e o teste H de Kruskal-Wallis para dados não normais. Os dados foram transformados em raiz quarta ou raiz quadrada e submetidos aos métodos Lilliefors e Cochran para testar a normalidade e homocedasticidade das variâncias, respectivamente. As comparações Post-hoc foram aplicadas usando o teste Tukey HSD (*Honestly Significantly Different*). Para todos os testes considerou-se uma significância inferior a 5% ($p < 0,05$).

A determinação das espécies indicadoras de cada cenário ambiental (IndVal – Valor Indicativo das espécies) foi realizada segundo Dufrêne e Legendre (1997). A significância estatística do IndVal foi testada pela técnica de Monte Carlo por 9.999 permutações (VALENTIN, 2012) através do software PCORD 5 (MCCUNE; MEFFORD, 2011).

Análise de Redundância (RDA) foi realizada para explicar o padrão de variação das espécies fitoplanctônicas em função das variáveis físico-químicas dos cenários ambientais. Foram utilizadas três matrizes biológicas para a RDA afim de determinar a melhor matriz discriminatória das condições do lago: 1- matriz com as espécies (táxons) que contribuíram com mais de 5% da abundância por cenário ambiental; 2- matriz com as espécies significativamente indicadoras e 3- matriz com os grupos funcionais do fitoplâncton. As matrizes tiveram as densidades transformadas por raiz quadrada e transformação de Hellinger (LEGENDRE; GALLAGHER, 2001). Os dados da RDA foram submetidos a um *fit* de 20% evidenciando as espécies com melhor nível de significância e melhorando a visualização da ordenação. A Análise de Componentes Principais (PCA) foi realizada a partir da matriz de correlação dos dados de cada ponto dentro da Z_{eu} e o ordenamento das variáveis abióticas. Para a RDA e a PCA utilizou-se o software CANOCO 4.5. (TER BRAAK; SMILAUER, 2002). A sugestão/alocação de espécies em códons de grupos funcionais foi realizada com base nas análises das RDAs e na correlação de Spearman (r_s) entre a espécie e os fatores ambientais.

RESULTADOS

VARIÁVEIS AMBIENTAIS

A sazonalidade através da precipitação e ventos nos últimos 30 anos (1985 a 2014) foi caracterizada por dois trimestres distintos. Os meses de fevereiro, março e abril foram os mais chuvosos (400, 465, e 475 mm, respectivamente) com ventos mais fracos (4.0, 3.7 e 3.5 km/h, respectivamente). Por outro lado, os meses de setembro, outubro e novembro foram menos chuvosos (110.3, 90.2, e 60.9 mm, respectivamente) com ventos mais fortes (6.7, 6.3 e 6.8 km/h, respectivamente).

Dezembro apresentou águas mais transparentes (0,98 m) e maior Z_{eu} (2,8 m). Não houve diferenças significativas entre os pontos e as profundidades da Z_{eu} . As variáveis STS, Cor, DQO, Cu, Co, Ni e Pb não tiveram variação, porém os demais fatores físico-químicos variaram significativamente entre os cenários ($p < 0.05$). A média do grau de trofia evidenciou o cenário 1 como mesotrófico (57.1 ± 13.2) e os cenários 2 e 3 eutróficos (61.2 ± 1.7 ; 60.0 ± 4.0 , respectivamente). Os valores descritivos dos fatores físico-químicos e índice de trofia estão na Tabela 1 do suplemento do artigo.

A análise de variância e a PCA evidenciaram uma distinção entre os cenários ambientais, sendo que os dois primeiros eixos da PCA explicaram 48.2% da variação físico-química. A PC 1 (31.6%) diferenciou o cenário 1 dos cenários 2 e 3. As amostras do cenário 1 estiveram correlacionadas às maiores concentrações de salinidades (0.05 ± 0.0007 mg/L), Cl (21.4 ± 1.1 mg/L), Na (14.3 ± 0.7 mg/L), STD (69.8 ± 1.6 mg/L), CE (117.5 ± 2.9 mg/L) e Mg (1.7 ± 0.12 mg/L) (Figura 2).

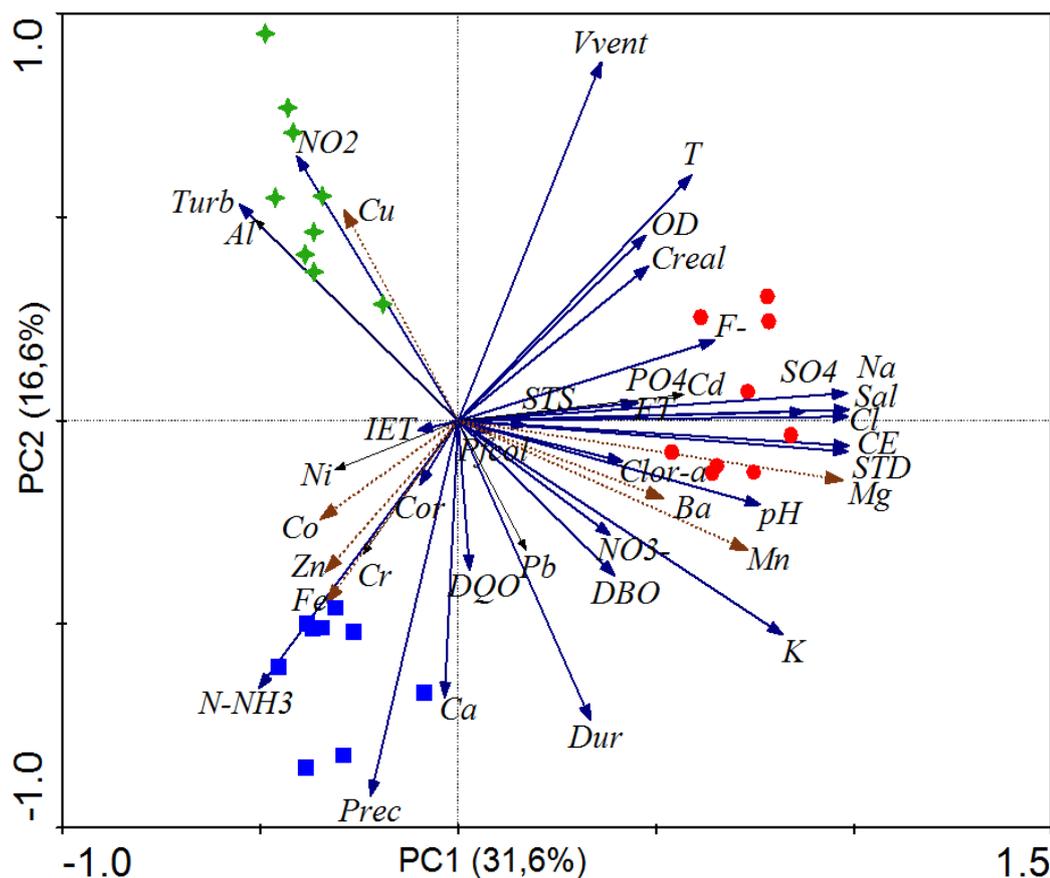


Figura 2. Biplot da análise das componentes principais das amostras em todos os pontos e profundidades da Z_{eu} (símbolos) e dos fatores ambientais no reservatório Bolonha (Brasil): círculos: cenário 1; quadrado: cenário 2 e estrela: cenário 3.

A PC 2 (16.6%) estabeleceu uma distinção dos cenários em função das variáveis climáticas e dos nutrientes nitrogenados, onde o cenário 2 esteve associado a maior quantidade de chuvas (562.7 mm) e maiores concentrações de $N-NH_3$ (0.3 ± 0.2 mg/L) e menor velocidade dos ventos (3.2 km/h). Já o cenário 3 se relacionou aos fortes ventos (5.1 km/h), maior oxigenação da água (4.0 ± 0.83 mg/L), temperatura mais elevada (29.5 ± 0.6 °C) e menor precipitação (210.8 mm).

FITOPLÂNCTON, CIANOBACTÉRIAS E CLOROFILA-*a*

Não houve diferenças significativas da densidade do fitoplâncton entre os pontos, às profundidades da Z_{eu} e os cenários de estudo ($p < 0.05$). A densidade média fitoplanctônica oscilou de 36.6 ind/L a 40.4 ind/L entre os cenários 2 e 3, respectivamente (Figura 3A). Por outro lado, a concentração de clorofila-*a* foi significativamente mais elevada ($F = 5.3$; $p < 0.05$) no cenário 1 (25.8 ± 14.6 µg/L) do que no cenário 3 (9.5 ± 11.06 µg/L) (Figura 3B). A

densidade das cianobactérias foi significativamente ($F= 6.4$; $p< 0,05$) mais elevada no cenário 3 (324.2 ± 280 cel/mL) (Figura 3C).

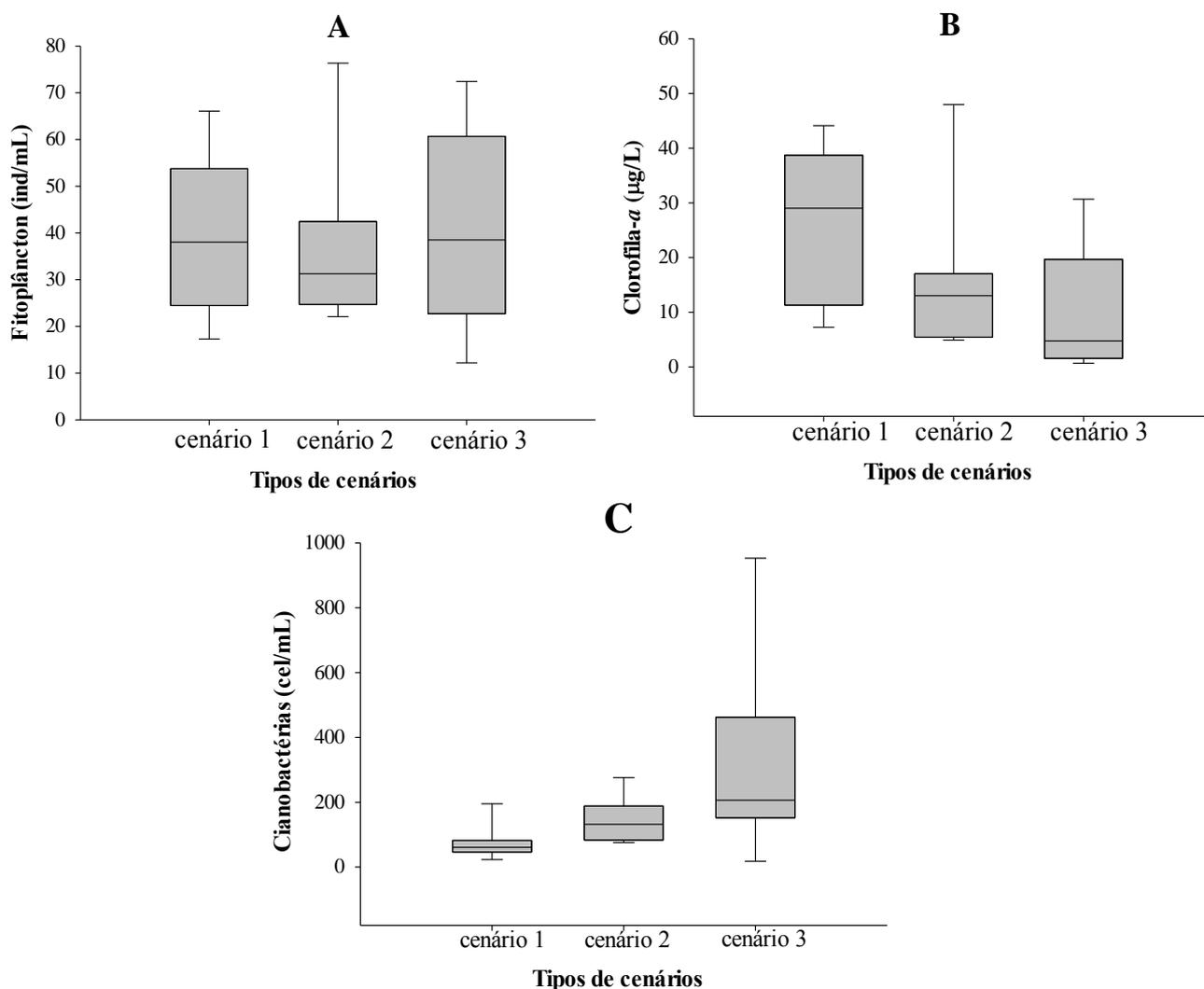


Figura 3. Box plot (média, interquartil e desvio padrão) da variação da biomassa do fitoplâncton nos cenários ambientais do reservatório Bolonha (Brasil): A- densidade do fitoplâncton; B- concentração da clorofila-a; C- densidade das cianobactérias.

Entre as 92 espécies registradas na densidade, 43 espécies (46.7%) contribuíram com mais de 5% da densidade do fitoplâncton por cenário ambiental, 29 espécies (31.5%) foram significativamente indicadoras ($p< 0.05$) e 32 espécies (34.8%) foram enquadradas em 15 diferentes grupos funcionais do fitoplâncton. As classes que mais contribuíram para a densidade: Cyanophyceae, Coscinodiscophyceae, Bacillariophyceae, Chlorophyceae e Euglenophyceae. As demais classes foram incluídas na categoria “outras” (Figura 4A).

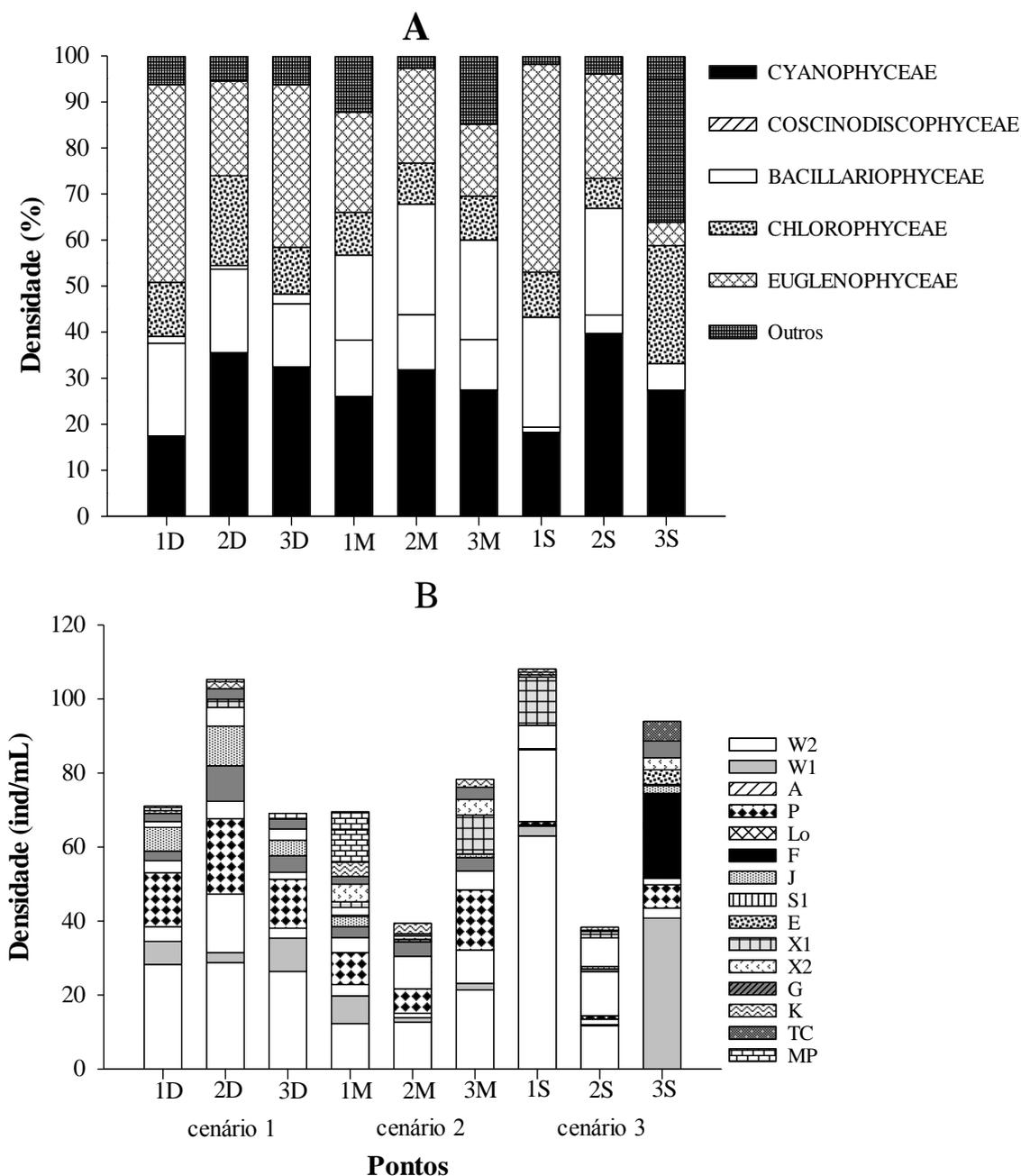


Figura 4. Densidade média do fitoplâncton da Z_{eu} em cada ponto (1, 2 e 3) e meses de coleta (dezembro/2013-D; março/2014-M e setembro/2014-S) no reservatório Bolonha (Brasil): A- densidade relativa das principais classes; B- grupos funcionais.

As cianofíceas (Cyanophyceae) aumentaram no cenário 3, principalmente nos pontos 2S (39.7%) e 3S (27.4%). A classe Bacillariophyceae aumentou nos cenários 2 e 3, principalmente nos pontos 2M (24.1%) e 3S (25.6%), respectivamente. Contrário das classes Chlorophyceae e Coscinodiscophyceae que diminuíram suas representatividades nestes cenários (Figura 4A). A classe Euglenophyceae foi representativa do cenário 1 (máximo de

43%, ponto 1D), diminuiu no cenário 2 (máximo de 21%, 1M) e restabeleceu a representatividade no cenário 3 (máximo de 46%, ponto 1S).

O grupo funcional W2 foi predominante em todos os cenários. No cenário 1 destacaram-se também os grupos W1, J e P. No cenário 2 destacaram-se os grupos W1, Lo e P e no cenário 3, os grupos S1, Lo e X1 (Figura 4B).

O cenário 1 apresentou o maior número de espécies indicadoras (11 spp.), sendo as espécies mais representativas *Scenedesmus* sp. (IndVal= 88.9%), *Oocystis* sp. (IndVal= 77.8%) e *Aulacoseira granulata* (IndVal= 64.3%). Os cenários 2 e 3 apresentaram nove espécies indicadoras cada. As espécies *Triceratium favus* (IndVal= 88.9%) e *Rhodomonas* sp. (IndVal= 60.8%) foram as mais representativas do cenário 2 e *Pinnularia* sp. (IndVal= 83.5%), *Ankistrodesmus* sp. (IndVal= 77.8%), *Merismopedia tenuissima* (IndVal= 68.1%), *Planktothrix isothrix* (IndVal= 65.6%) e *Trachelomonas hispida* (IndVal= 60.8%) as mais representativas do cenário 3.

O índice de espécies indicadoras foi a melhor abordagem do fitoplâncton para as condições ecológicas e sanitárias do reservatório Bolonha. Nesta abordagem, as variáveis ambientais foram responsáveis por 71,2% da variação das espécies nos cenários ambientais (Tabela 2).

Tabela 2. Valores e autovalores das RDA realizadas entre diferentes abordagem usando o fitoplâncton do Lago Bolonha (Brasil).

	Densidade >5%				Grupo Funcional				Espécies indicadoras			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
Autovalores	0.206	0.117	0.074	0.058	0.252	0.126	0.071	0.063	0.311	0.192	0.061	0.047
Correlação espécie/ambiente	0.96	0.94	0.93	0.89	0.96	0.89	0.83	0.87	0.98	0.96	0.91	0.83
% variância cumulativa- espécies	20.6	32.2	39.6	45.4	25.2	37.8	44.9	51.2	31.1	50.3	56.4	61.1
% variancia cumulativa- espécie-ambiente	42.3	66.2	81.3	93.2	45.5	68.2	81	92.4	43.8	70.7	79.2	85.8
Soma de todos os autovalores canônicos		48.7				55.4				71.2		

As análises de redundância canônica das matrizes de densidade e das espécies indicadoras tiveram seus eixos organizados em tipos de cenários (Eixo 1) e quantidades de chuvas (Eixo 2). Em ambas as análises, o cenário 3 difere dos cenários 1 e 2. O cenário 3 apresentou espécies *Oscillatoria princeps*, *Pinnularia* sp., *Planktothrix isothrix*, *Tryblionella punctata*, *Trachelomonas hispida* correlacionadas, principalmente, com a turbidez ($r= 0,765$),

NO_2^- (0,607) e negativamente como K ($r = -0,941$) e Mg (-0,848). Os cenários 1 e 2 foram ordenados no sentido negativo do eixo 1, associado as espécies *Oocystis* sp., *Phacus* sp., *Scenedesmus* sp., *Urosolenia longiseta*, *Trachelomonas* spp. aos metais Mn (-0,737), Mg (-0,848) e aos íons Na (-0,712), Cl (-0,713), a CE (-0,798), STD (-0,805) e a salinidade (-0,745) (Figuras 5A e B). No eixo 2, o cenário 2 difere dos demais, entretanto na RDA da matriz densidade o cenário 2 aparece no quadrante positivo e na matriz do IndVal, no quadrante negativo. Ambos associaram a espécie *Triceratium favus* à elevada precipitação pluviométrica, às maiores concentrações de N-NH₃, às baixas temperaturas, ventos fracos e pouca oxigenação.

Os dois primeiros eixos da RDA dos grupos funcionais explicaram 37,8% da matriz biológica. O eixo 1 (25,2%) separou os cenários 1 do cenário 3. Os grupos funcionais J e P do cenário 1 se correlacionaram, principalmente, com o Mg ($r = 0,876$), Cl ($r = 0,791$) salinidade ($r = 0,800$), STD ($r = 0,834$) e CE ($r = 0,935$). Os grupos funcionais Lo e S1 do cenário 3 estiveram correlacionados com ventos ($r = -0,878$) e NO_2^- ($r = -0,600$). Ainda neste eixo, o cenário 2 se comportou como ambiente transicional entre os cenários 1 e 3. O eixo 2 (12,6%) também evidenciou a organização das amostras entre os cenários, sendo que os grupos funcionais K e A se correlacionaram com N-NH₃ ($r = -0,600$) (Figura 5C).

Foram sugeridos novos códons com validação local para as espécies *Aphanocapsa parasitica* e *Pinnularia* sp.: *Aphanocapsa parasitica*- Códon E: cianobactéria (diâmetro menor 1,5 μm) cocóide e colonial dulciaquícola e epífita de *Dinobrium sertularia*, tolera altos valores de CE ($r_s = 0,69$) e concentrações elevadas de STD ($r_s = 0,70$), Cl⁻ ($r_s = 0,70$), K ($r_s = 0,65$), Mg ($r_s = 0,78$) e Ba ($r_s = 0,66$), sendo sensível a turbidez ($r_s = -0,67$). Habita reservatório raso meso- eutrófico.

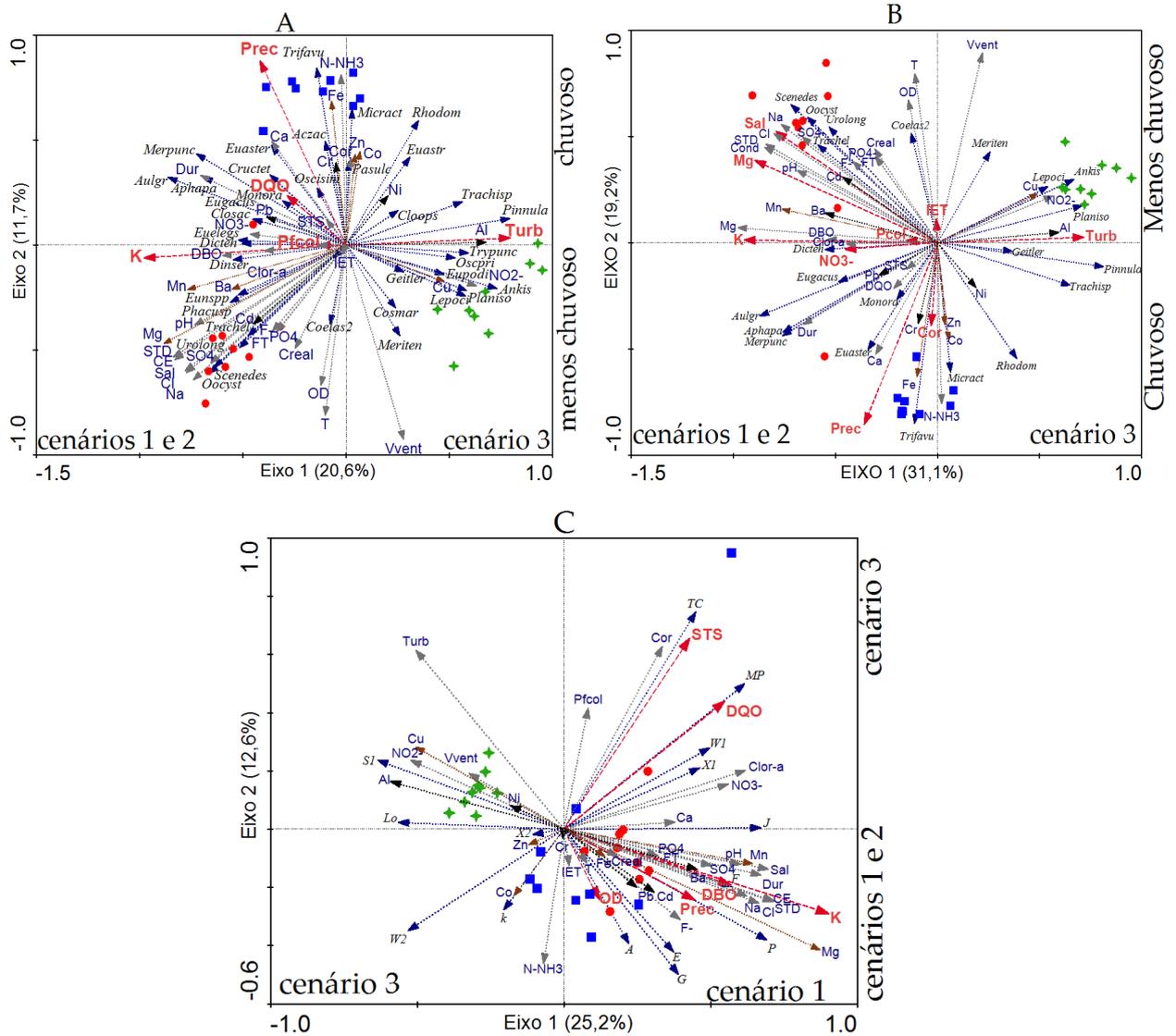


Figura 5. Análise de redundância das diferentes matrizes biológicas do reservatório Bolonha (Brasil): A- RDA das espécies com densidade >5%; B- RDA das espécies indicadoras (IndVal) e C- RDA dos grupos funcionais do fitoplâncton. Legenda das variáveis ambientais: **Prec** – Precipitação; **Vvent**- ventos; **Pfcol**- profundidade de coleta ou extensão da zona eufótica; **Trans**-Transparência; **Vaz**-Vazão entrada; **T**- Temperatura; **STD**- sólidos totais dissolvidos; **Clor-a**: clorofila-a; **Color**- cor aparente; **NO₂⁻**:Nitrito; **N-NH₃**:Nitrogênio amoniacal; **CE**: condutividade elétrica; **FT**: fósforo total; **DQO**: demanda química do oxigênio; **DBO**: demanda bioquímica do oxigênio; **STS**: sólidos totais em suspensão; **Sal**: salinidade; **Turb**: turbidez; **IET**: Índice de estado trófico; **OD**: oxigênio dissolvido. Legenda das espécies: **Ankis**- *Ankistrodesmus* sp.; **Aphapa**- *Aphanocapsa parasitica*; **Aulgr**- *Aulacoseira granulata*; **Cloops**- *Closteriopsis* sp.; **Aczac**- *Acanthoceras zachariasii*; **Closac**- *Closterium acutum*; **Coelas2**- *Coelastrum* sp.; **Cosmar**- *Cosmarium* sp.; **Cructet**- *Crucigenia tetrapedia*; **Dicteh**- *Dictyosphaerium ehrenbergianum*; **Dinser**- *Dinobryon sertularia*; **Euaster**- *Eunotia asterionelloides*; **Euelegs**- *Eudorina elegans*; **Eugacus**- *Euglena acus*; **Eunssp**- *Eunotia* spp.; **Eupodi**- *Eupodiscus* sp.; **Geitler**- *Geitlerinema* sp.; **Lepoci**- *Lepocinclis* sp.; **Merpunc**- *Merismopedia punctata*; **Micract**- *Micractinium* sp.; **Monora**- *Monoraphidium* sp.; **Oocyst**- *Oocystis* sp.; **Oscisim**- *Oscillatoria cf. simplissima*; **Oscpri**- *Oscillatoria princeps*; **Phacusp**- *Phacus* sp.; **Pinnula**- *Pinnularia* sp.; **Planiso**- *Planktothrix isoethrix*; **Rhodom**- *Rhodomonas* sp.; **Scenedes**- *Scenedesmus* sp.; **Trachel**- *Trachelomonas* spp.; **Trachisp**- *Trachelomonas hispida*; **Trifavu**- *Triceratium favus*; **Trypunc**- *Tryblionella punctata*; **Urolong**- *Urosolenia longiseta*.

DISCUSSÃO

O reservatório Bolonha está sujeito ao enriquecimento por nutrientes derivados dos arredores urbanizados, uma vez que a RMB apresenta o menor índice de saneamento básico do país (INSTITUTO TRATA BRASIL, 2017). Essa condição aliada a precipitação pluviométrica, a proliferação de macrófitas e a baixa profundidade do reservatório diferenciaram os cenários ambientais e conduziram a seleção dos traços funcionais do fitoplâncton.

O cenário 1 possivelmente foi mais profundo devido a dragagem do leito do reservatório durante a retirada das macrófitas que ocorreu dois meses antes das amostragens. Partículas mais pesadas sedimentaram, proporcionando um ambiente com menor turbidez e maior transparência, e partículas mais leves ficaram na superfície da água refletindo nas elevadas condutividade elétrica, salinidade e concentrações de sólidos totais dissolvidos. Os elementos metálicos, os íons, o fósforo total e o ortofosfato tiveram maiores concentrações na coluna d'água e permitiram elevados valores de clorofila-*a*.

Entretanto, a densidade do fitoplâncton não foi a mais elevada, talvez a clorofila-*a* resultou dos detritos oriundos das macrófitas que permaneceram nas margens do lago em processo de decomposição e/ou pelo crescimento dos fitoflagelados que não foram analisados no presente estudo, mas que demonstraram grande representatividade em águas amazônicas (MATOS et al., 2016; PAIVA et al., 2006) e estão associados a águas calmas e menos turvas (PINHASSI et al., 2004). A clorofila-*a* detrital foi sugerida por Paiva et al. (2006) para a Baía do Guajará e o Rio Guamá devido a decomposição da vegetação marginal e dos detritos trazidos pela correnteza.

A caracterização química do cenário 1 se deve a ausência das macrófitas, as quais aprisionavam esses elementos em suas raízes e na ausência desses vegetais, os compostos ficaram dissolvidos na água. Chang et al. (2006) sugerem que o papel das macrófitas, associadas a bactérias de ciclagem de nitrogênio em suas raízes, é reduzir o nitrogênio do corpo de água. Klump et al. (2002) relatam a assimilação de metais pesados, nitrogênio e fósforo pelas macrófitas *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes* em corpos de água eutrofizados. Petrucio e Esteves (2000) observaram que *Eichhornia crassipes* promove as maiores taxas de redução de compostos nitrogenados e fosfatados da água.

No cenário 1 prevaleceram os traços morfológicos do fitoplâncton que reduziram a perda por sedimentação e mantiveram as espécies na superfície, captando nutrientes e luz. Mucilagens, espinhos, flagelos e processos silicosos presentes nas espécies *Oocystis* sp.,

Scenedesmus sp., *Phacus* sp., *Aulacoseira granulata* e *Urosolenia longiseta*, respectivamente, aumentaram a competitividade destes organismos considerados indicadores deste ambiente. Os grupos funcionais predominantes foram típicos de ambientes mais transparentes do epilímnio claro, meso-eutróficos, pouco profundos, não estratificados representados pelos grupos W1, W2, F e P (REYNOLDS et al., 2002).

O cenário 2 foi caracterizado pela presença de N-NH₃ (nitrogênio amoniacal) e alguns metais como o ferro que entraram no reservatório por lixiviação devido ao maior volume de chuvas ocorrido no mês de março/2014. O ferro é um elemento presente no latossolo amarelo predominante na área de estudo (SEMA, 2013) e na região amazônica, onde concentrações elevadas podem ocorrer no ambiente aquático (NASCIMENTO, 2012).

A entrada de nitrogênio fomenta o crescimento das macrófitas que diminuem a profundidade do reservatório e favorecem as espécies com traços ecológicos bentônicos e epifíticos como *Triceratium favus*, espécie marinha muito frequente em ambientes costeiros (SOUSA et al., 2008) e continentais sob forte descarga orgânica como o igarapé Tucunduba (PAIVA et al., 2004). Esta espécie ocorre nas águas do Rio Guamá e foi referida como frequente por Rocha Neto, Silva e Paiva (2016) no ponto defronte a estação de captação de água deste rio para os reservatórios Água Preta e Bolonha.

A espécie entrou no reservatório pelo Rio Guamá e emergiu do sedimento pelas condições de arrasto proporcionado pelas chuvas e pela correnteza do leito do Bolonha identificada por Lima et al. (2013). A nova condição imposta pelo ambiente instituiu uma alta competitividade neste cenário refletindo na heterogeneidade dos grupos funcionais, os quais apresentaram organismos oligo-meso-eutróficos, com tolerância a baixas concentrações de nutrientes e sensíveis a depleção de carbono e estratificação (REYNOLDS et al., 2002, PADISÁK et al., 2009).

As águas do cenário 3 foram turvas, dominadas por macrófitas submersas e flutuantes que proporcionaram um ambiente mais raso. As espécies *Oscillatoria princeps*, *Planktothrix isoethrix* e *Geitlerinema* sp. foram indicadoras deste ambiente e são adaptadas às baixas intensidades de luz (REYNOLDS, 2006; BONILLA et al., 2012) devido à traços morfológicos que lhes permitem controlar sua flutuabilidade como aerótopos, pela *Planktothrix*, e os grânulos de cianoficina, carotenóides e polifosfatos pelas *Geitlerinema* (KOMÁREK; ANAGNOSTIDIS, 2007). Os longos filamentos destas espécies foram responsáveis pelo aumento de células de cianobactérias durante o mês de setembro/2014. Vieira (2002) e Sousa et al. (2017) também observaram o aumento das cianobactérias no

período menos chuvoso, logo estes organismos estão ligados possivelmente a sazonalidade e não às macrófitas.

As diatomáceas (Bacillariophyceae) dulciaquícola epipsâmicas *Tryblionella punctata* e *Pinnularia* sp. e *Trachelomonas hispida*, também indicadores do cenário 3, emergiram do sedimento (REYNOLDS et al., 2002; ROUND et al., 2007) devido aos fortes ventos e baixa profundidade. Os grupos funcionais predominantes foram característicos de ambientes muito rasos, meso-eutrófico, túrbidos, com espécies tolerantes a condições deficientes de luz, sensíveis ao escoamento e com deficiência de CO₂, representados pelos grupos W2, S1 e Lo (REYNOLDS et al., 2002).

As três abordagens sobre o fitoplâncton aplicadas neste estudo foram fortes, pois explicaram mais de 50% da variação das espécies e apresentaram semelhantes interpretações sobre a condição sanitária do ambiente isto é, a diferença entre os três cenários em função da colonização das macrófitas. O enfoque nos traços funcionais (características morfológicas, ecológicas e fisiológicas) traduzem os eventos naturais/antrópicos que ocorreram no reservatório Bolonha. Mesmo diante dos eventos de perda fitoplanctônica que ocorrem em reservatórios, sedimentação do fitoplâncton, limitação de luz e nutrientes e escoamento hidráulico (BRASIL; HUSZAR, 2011), os grupos funcionais se fizeram característicos de cada evento. O grupo W2 caracterizou o reservatório como raso, meso-eutrófico e polimínico (circulação completa da água). Segundo Reynolds et al. (2002), as espécies *A. parasítica* e *Pinnularia* sp. constituirão o grupo funcional E.

CONCLUSÃO

Nos três cenários houve alteração da qualidade da água no aspecto físico-químico. Todos apresentaram elevadas concentrações de alumínio e baixas concentrações de oxigênio. O DBO esteve alterado no cenário 1 e o ferro esteve elevado no cenário 3. No cenário 1 dominaram as espécies planctônicas, no cenário 2 planctônicas e bentônicas e no cenário 3 as espécies bentônicas, epipsâmicas e epifíticas. As cianobactérias não representaram risco à qualidade da água, mas se caracteriza aumento do número de células de cianobactérias nos meses menos chuvosos. Pode-se dizer que na ausência das macrófitas os compostos ficaram depositados no fundo do reservatório e na presença destes vegetais são absorvidos por vegetais. A princípio elas diminuem o risco de florações de cianobactérias já que competem pelo mesmo recurso.

REFERÊNCIAS

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. American Public Health Association; Washington: Unity State American, 2012. 1496 p.
- ARAÚJO JÚNIOR, A. C. R. Indicadores de qualidade ambiental no lago Bolonha, parque estadual do Utinga, Belém-Pará. **Boletim Gaúcho de Geografia**, v. 42, n. 1, p. 276-299. 2015.
- ARUNPANDI, N. et al. *Noctiluca* and copepods grazing on the phytoplankton community in a nutrient-enriched coastal environment along the southwest coast of India. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 189, n. 7, p. 351. 2017.
- BICUDO, C. E. M.; MENEZES, M. **Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições**. 2nd ed. RiMA: São Carlos, Brasil, 2006. 502 p.
- BONILLA, S. et al. What drives the distribution of the bloom-forming cyanobacteria *Planktothrix agardhii* and *Cylindrospermopsis raciborskii*? **FEMS Microbiology Ecology**, v. 79, n. 3, p. 594-607. 2012.
- BRASIL, J.; HUSZAR, V. L. M. O papel dos traços funcionais na ecologia do fitoplâncton continental. **Oecologia Australis**, v. 15, n. 4, p. 799-834. 2011.
- BRASIL. Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente N°357, de 17 março de 2005. **Diário Oficial [da] república Federativa do Brasil**, Poder executivo. Brasília, DF, 2005. Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em 10 de nov de 2013.
- CHANG, H. Q. et al. In-situ nitrogen removal from the eutrophic water by microbial-plant integrated system. **Journal of Zhejiang University SCIENCE B**, v. 7, n. 7, p. 521-531. 2006.
- COLE, G. A. **Textbook of limnology**, 4th ed. Waveland Press: Illinois, Unity State American, 1994. 412 p.
- DUFRÊNE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, v. 3, p. 345-366. 1997
- DZIOCK, F. et al. Biological indicator systems infloodplains—A review. **International Review of Hydrobiology**, v. 91, p. 271-291. 2006.
- FADEL, A. et al. Environmental factors associated with phytoplankton succession in a Mediterranean reservoir with a highly fluctuating water level. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 87, n. 10, p. 633. 2015.
- FONSECA, B. M.; BICUDO, C. E. M. Phytoplankton seasonal variation in a shallow stratified eutrophic reservoir (Garças Pond, Brazil). **Hydrobiologia**, v. 600, n. 1, p. 267-282. 2008.

GONÇALVES, E. D. et al. Aplicação do Sistema de Informação Geográfica na Microbacia dos Lagos Bolonha e Água Preta (PA). **Boletim Técnico Científico do CEPNOR**, v. 15, n. 1, p. 43-50. 2015.

HUSZAR, V. L. M.; REYNOLDS, C. S. Phytoplankton periodicity and sequences of dominance in an Amazonian floodplain lake (Lago Batata, Pará, Brazil): Responses to gradual environmental change. **Hydrobiologia**, v. 346, p. 169-181. 1997.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). **Dados da Rede INMET. Dados Históricos. 2015. Disponível em:** <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>>. Acesso em: 20 de Jan. 2015. Instituto Trata Brasil. 2017. *Ranking do saneamento. Instituto Trata Brasil.* (<http://www.tratabrasil.org.br/datafiles/estudos/ranking/2017/relatorio-completo.pdf>). Acesso em 01/09/2017.

JAWORSKA, B. et al. Phytoplankton dominance structure and abundance as indicators of the trophic state and ecological status of Lake Kortowskie (northeast Poland) restored with selective hypolimnetic withdrawal. **Archives Polish Fisheries**, v. 22, n. 1, p. 7–15. 2014.

KLUMP, A. et al. Variation of nutrient and metal concentrations in aquatic macrophytes along the Rio Cachoeira in Bahia (Brazil). **Environment International**, v. 28, n. 3, p. 165-171. 2002.

KOMÁREK, J. Cyanoprocaryota 3. Teil: Heterocytousgenera. In **Süßwasserflora von Mitteleuropa freshwater flora of central Europa**; Spektrum Akademischer Verlag: Berlim, Germany, 2013. 1748 p.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Cyanoprocaryota 1. Teil: Chroococcales. In **Süßwasserflora von Mitteleuropafreshwater flora of central Europa**; Spektrum Akademischer Verlag: Berlim, Germany, 2008. 548 p.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Cyanoprocaryota 2. Teil/Part 2: Oscillatoriales. In **Süßwasserflora von Mitteleuropa freshwater flora of central Europa**; Spektrum Akademischer Verlag: Berlim, Germany, 2007. 759 p.

KOZAK, A.; GODYN, R.; DONDAJEWSKA, R. Phytoplankton Composition and Abundance in Restored Maltański Reservoir under the Influence of Physico-Chemical Variables and Zooplankton Grazing Pressure. **PLoS one**, v. 10, n. 4, p. e0124738. 2015.

KRAWCZYK, D.; GONGLEWSKI, N. Determining suspended solids using a spectrophotometer. **Sewage and Waste**, v. 31, p. 1159-1164. 1969.

KRUK, C. et al. Classification schemes for phytoplankton: A local validation of a functional approach to the analysis of species temporal replacement. **Journal of Plankton Research**, v. 24, n. 9, p. 901–912. 2002.

KUO, Y. M.; WU, J. T. Phytoplankton dynamics of a subtropical reservoir controlled by the complex interplay among hydrological, abiotic, and biotic variables. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 188, n. 12, p. 689. 2016.

LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. 235 f. Tese (Doutorado em Ecologia)-Departamento de Ecologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LEGENDRE, P.; GALLAGHER, E. D. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. **Oecologia**, v. 129, p. 271-280. 2001.

LI, X. et al. Effects of rainfall patterns on water quality in a stratified reservoir subject to eutrophication: Implications for management. **Science of the Total Environment**, v. 521-522, p. 27-36. 2015.

LIMA, N. S. et al. Hydrodynamic modeling and morphological analysis of lake Bolonha: a water source in Belém, Pará State, Brazil. **Acta Scientiarum Technology**, v. 35, n.1, p. 59-67. 2013.

LIRA, G. A. et al. Vertical and temporal variation in phytoplankton assemblages correlated with environmental conditions in the Mundaú reservoir, semi-arid northeastern Brazil. **Brazilian Journal Biology**, v. 74, (3 Suppl 1), p. S93-102. 2014.

MATOS, J. B. et al. Structure and temporal variation of the phytoplankton of a macrotidal beach from the Amazon coastal zone. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 88, n. 3, p. 1325-1339. 2016.

MCCUNE, B.; MEFFORD, M. J. **PC-ORD**. Multivariate Analysis of Ecological Data, Vers. 6; MjM Software: Gleneden Beach, Oregon, Unity State American, 2011.

MELO, S.; HUSZAR, V. L. M. Phytoplankton in an Amazonian flood-plain lake (Lago Batata, Brasil): Diel variation and species strategies. **Journal of Plankton Research**, v. 22, n. 1, p. 63-76. 2000.

NASCIMENTO, E. L. **Fatores ambientais reguladores da dinâmica de cianobactérias no reservatório da Usina Hidrelétrica de Samuel, Rondônia (Amazônia Ocidental, Brasil)**. 2012. 166f. Tese (Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho/Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.

PADISÁK, J.; CROSSETTI, L.O.; NASELLI-FLORES, L. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. **Hydrobiologia**, v. 621, p.1-19. 2009.

PAIVA, R. S. et al. A ocupação urbana como fonte poluidora dos corpos d'água na região amazônica: estudo de caso: composição e biomassa primária da foz do igarapé Tucunduba (Belém-Pará). In: UHLY, S.; SOUZA, E. L. (Ed.). **A questão da água na grande Belém**. 1ed. Belém: UFPA - Casa de Estudos Germânicos: Belém, p. 231-247. 2004.

PAIVA, R. S. et al. Ecological considerations on the phytoplankton from Guajará Bay and from the Guamá River estuary in Pará, Brazil. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Ciências Naturais**, v. 1, n. 2, p. 133-146. 2006.

- PETRUCIO, M. M.; ESTEVES, F. A. Influence of photoperiod on the uptake of nitrogen and phosphorus in the water by *Eichhornia crassipes* and *Salvinia auriculata*. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 60, n. 3, p. 373-379. 2000.
- PINHASSI, J. et al. Changes in bacterioplankton composition under different phytoplankton regimens. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 70, n. 11, p. 6753-66. 2004.
- REYNOLDS, C. S. **Ecology of Phytoplankton**. Cambridge University Press: Cambridge, UK, 2006. 535 p.
- REYNOLDS, C. S. et al. Towards classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research**, v. 24, n. 5, p. 417-428. 2002.
- ROCHA NETO, O. D.; SILVA, B. M.; PAIVA, R. S. Variação dos Parâmetros Físico-Químicos, Composição e Biomassa Fitoplanctônica em uma Estação Fixa na Foz do Rio Guamá, Belém, Pará-Brasil. **Bol. Téc. Cient. Cepnor**, v. 16, n. 1, p: 19 - 28, 2016.
- ROUND, F. E.; CRAWFORD, R. M.; MANN D. G. **Diatoms: Biology and Morphology of the Genera**. Cambridge University Press: Cambridge, England, 1990. 747 p.
- SAGERT, S. et al. Development of a phytoplankton indicator system for the ecological assessment of brackish coastal waters (German Baltic Sea coast). **Hydrobiologia**, v. 611, p. 91-103. 2008.
- SECRETARIA DE MEIO AMBIENTE E SUSTENTABILIDADE DO ESTADO DO PARÁ (SEMA). **Revisão do plano de manejo do Parque Estadual do Utinga**. Sema, Imazon: Belém, 2013. 378 p.
- PARSONS, T. R.; STRICKLAND, J. D. H. Discussion of spectrophotometric determination of marine plankton pigments with revised equations of ascertaining chlorophyll- a and carotenoids. **Journal of marine Research**, v. 21, p. 155-163. 1963.
- SOUSA, E. B. de. et al. Monitoramento de Cianobactérias nos Reservatórios de Abastecimento de Belém: Entendendo os Riscos. In ALFARO, A. T. S., TROJAN, D. G. Org. **Ciências Ambientais e o Desenvolvimento Sustentável na Amazônia**, 1º ed. p. 95-105. Atena: Curitiba, Brasil, 2017.
- SOUSA, E. B. et al. Microfitoplâncton de águas costeiras amazônicas: Ilha Canela (Bragança, PA, Brasil). **Acta Botanica Brasílica**, v. 22, n. 3, p. 626-636. 2008.
- SOUZA, M. B. G. et al. The role of atelomixis in phytoplankton assemblages' replacement in Dom Helvécio Lake, South-East Brazil. **Hydrobiologia**, v. 607, n. 1, p. 211-224. 2008.
- TER BRAAK, C. J. F.; MILAUER, P. S. **Canoco** - Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows Software for Canonical Community Ordination, Vers 4.5. Microcomputer Power: Ithaca, New York, Unity State of American, 2002.
- TIAN, W. et al. Phytoplankton Diversity Effects on Community Biomass and Stability along Nutrient Gradients in a Eutrophic Lake. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 14, n. 1, pii: E95. 2017.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Method 200.7:** Determinations of Metals and trace elements in water and wastewater by inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry, USEPA: United States, 2007. 58 p.

UTERMÖHL, H. Zur Vervollkommung der Quantitativen Phytoplankton-Methodik. **Mitteilungen Internationale Vereinigung fuer Theoretische und Angewandte Limnologie**, v. 9, p. 1-38. 1958.

VALENTIN, J. L. **Ecologia numérica:** uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos, 2º ed. Interciência: Rio de Janeiro, Brasil, 2012. 168 p.

VAN DEN HOEK, C.; MANN, D. G.; JAHNS, H. M. **Algae:** an introduction to phycology. Cambridge University Press: Cambridge, England, 1995. 627 p.

VIEIRA, J. M. dos S. **Toxicidade de cianobactérias e concentração de microcistinas em uma represa de abastecimento público da Região Amazônica do Brasil.** 148f. 2002. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas), Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

YANG, J. R. et al. Disturbance-induced phytoplankton regime shifts and recovery of cyanobacteria dominance in two subtropical reservoirs. **Water Research**, v. 1, n. 120, p. 52-63. 2017b.

YANG, W. et al. Temporal variations in a phytoplankton community in a subtropical reservoir: An interplay of extrinsic and intrinsic community effects. **Science of the Total Environment**, v. 612, p. 720-727. 2017a.

SUPLEMENTO.

Tabela 1. Análise descritiva dos fatores físico-químicos da água do reservatório Bolonha (Brasil).

	Cenário 1 Mín-Máx (Méd ± DP); Med	Cenário 2 Mín-Máx (Méd ± DP); Med	Cenário 3 Mín-Máx (Méd ± DP); Med
pH	5.8-6.9 (6 ± 0.3); 5.9	4.9- 5.9 (5.3 ± 0.4); 5.1	4.6 -5.87 (5.1 ± 0.5); 4.8
T °C	29.3-3 (29.8 ± 0.6); 29.7	28.5 - 29.3 (28.8 ± 0.3); 28.8	29.5 - 29.5 (29.5 ± 0.6); 29.5
C.E (µS/m)	113.7-121.4 (117.5 ± 2.9+); 118.6	53.1 -62.9 (55.9 ± 3.3); 54.5	42.2 -49.5 (46.7 ±3.3); 48.7
STD (mg/L)	67.6-72.2 (69.8 ± 1.6); 70.2	32.5 - 38.3 (33.9 ± 2.1); 32.5	25.3 - 29.9 (28.0 ± 2.1); 29.3
Sal (mg/L)	0.05-0.05 (0.05± 0.0007); 0.05	0.02 - 0.03 (0.02 ± 0.003); 0.02	0.02 -0.02 (0.02 ± 0); 0.02
OD (mg/L)	2.29-4.93 (3.63 ± 0.83); 3.64	1.43 - 3.78 (2.38 ± 0.78); 2.32	2.81- 4.08 (4.0 ± 0.83); 3.17
Turbidez (UNT)	17-51 (22.5 ± 10.9); 19	23 -63 (31.3 ± 12.1); 28.3	40- 90 (60.4 ± 18.6); 57
STS (mg/L)	6-36 (11.2 ± 9.5); 7.0	4- 33 (8.33 ± 9.3); 5.0	2 - 18 (8.2 ± 5.6); 8.0
Cor (mg/L)	92-342 (130 ±80.4); 99	114- 348 (156.7 ± 72.7); 135	71-213 (130.8 ± 52.6); 118
Cor real (mg/L)	33-54 (44.5 ± 6.5); 44	23 -36 (28.5 ± 4.6); 30	22 -70 (35.8 ± 15.0); 33
DBO (mg/L)	1-26 (11 ±7.516648); 11	1-16 (9.4 ± 4.6); 10	1- 11 (3.4 ± 3.9); 3
DQO (mg/L)	0.7-33 (12.95 ± 9.33); 13	4-59 (19.6 ± 16.02); 14	3-18 (9.1 ± 4.9); 7
Dureza (mg/L)	2.2-5.7 (4.4 ± 1.3); 5.1	4.3-5.0 (4.6 ± 0.22); 4.6	2.62-3.21 (2.9 ±0.22); 2.9
F ⁻ (mg/L)	0.02-0.05 (0.03 ± 0.01); 0.03	0.008 -0.04 (0.01 ± 0.01); 0.01	0.01- 0.03 (0.01 ± 0.01); 0.01
Cl ⁻ (mg/L)	18.6-22.6 (21.4 ± 1.1); 21.6	5.3 - 5.8 (5.5 ± 0.2); 5.4	4.3 - 5.1 (4.7 ± 0.2); 4.85
NO ₂ ⁻ (mg/L)	0.02-0.02 (0.02 ± 0.02); 0	0.02 -0.02 (0.02 - 0); 0.02	0.02 -0.17 (0.09 ± 0.07); 0.14
NO ₃ ⁻ (mg/L)	0.65-2.4 (1.06 ± 0.60); 0.8	0.62-1.8 (0.93 ± 0.35); 0.8	0.31-0.86 (0.59 ± 0.17); 0.62
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	2.5-3.5 (3.2 ± 0.3); 3.3	1.2 -1.6 (1.4 ± 0.12); 1.3	0.97- 4 (1.5 ± 0.9); 1.24
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	0.03-0.7 (0.17 ± 0.28); 0.03	0.03- 0.03 (0.03 ± 0.00003); 0.03	0.03 -0.03 (0.03 ± 0.0003); 0.03
Na (mg/L)	12.3-14.8 (14.3 ± 0.7); 14.4	3.6 - 3.9 (3.7 ± 0.12); 3.7	3.64 - 4.23 (4.0 ± 0.22); 4.09
N-NH ₃ (mg/L)	0.03-0.03 (0.03 ± 0.0003); 0.03	0.03-0.5 (0.3 ± 0.2); 0.32	0.03-0.18 (0.08 ± 0.05); 0.08
K (mg/L)	1.4-1.6 (1.5 ± 0.06); 1.5	1.2-1.4 (1.3 ± 0.08); 1.3	0.94-1.07 (1.0 ± 0.05); 1
Mg (mg/L)	1.4-1.8 (1.7 ± 0.12); 1.7	1.1-1.2 (1.2 ± 0.04); 1.2	0.56-0.61 (0.6 ± 0.02); 0.59
Ca (mg/L)	0.7-3.9 (2.7 ± 1.2); 3.5	3.16 -3.7 (3.5 ± 0.2); 3.5	2.03 -2.62 (2.3 ± 0.2); 2.4
FT (mg/L)	0.01-0.3 (0.05 ± 0.09); 0.016	0.01-0.01 (0.01 ± 0,00002); 0.01	0.01-0.01 (0.01 ± 0,00002); 0.01

Tabela 1. Continuação

	Cenário 1 Mín - Máx (Méd± DP); Med	Cenário 2 Mín - Máx (Méd± DP); Med	Cenário 3 Mín -Máx (Méd ± DP); Med
Al (mg/L)	0.07-0.2 (0.15 ± 0.04); 0.16	0.16-0.23 (0.20 ± 0.03); 0.2	0.16-0.65 (0.4 ± 0.2); 0.4
Ba (mg/L)	0.01-0.04 (0.015 ± 0.012); 0.011	0.0069 - 0.009 (0.007 ± 0.001); 0.008	0,000002 - 0.006 (0.004 ± 0.003); 0.005
Cd (mg/L)	0.0003-0.002 (0.0008 ± 0.0006); 0.0008	0.0003- 0.0004 (0.0003 ± 0.0003); 0.0003	0.0002- 0.0001 (0.0003 ± 0.000002); 0.0003
Co (mg/L)	0.0005-0.0006 (0.0005 ± 0.000001); 0.0005	0.0002- 0.003 (0.0016 ± 0.0012); 0.0009	0.00002 - 0.0043 (0.0009 ± 0.0013); 0.0003
Cr (mg/L)	0.0001-0.0005 (0.00035 ± 0.000002); 0.0004	0.0004 -0.005 (0.0012 ± 0.0015); 0.0008	0.0003 - 0.0005 (0.0004 ± 0.00004); 0.0004
Cu (mg/L)	0.0005-0.0006 (0.0006 ± 0); 0.0006	0.00002 -0.0008 (0.0005 ± 0.0003); 0.0006	0.0003 - 0.013 (0.004 ± 0.005); 0.002
Fe (mg/L)	0.25-0.34 (0.3 ± 0.03); 0.3	0.30 -0.4 (0.4 ± 0.05); 0.4	0.16 - 0.5 (0.3 ± 0.1); 0.4
Mn (mg/L)	0.009- 0.02 (0.01 ± 0.002); 0.01	0.006 -0.012 (0.008 ± 0.002); 0.007	0.0007 - 0.02 (0.004 ± 0.006); 0.002
Ni (mg/L)	0.00012 - 0.0015 (0.0013 ± 0.0005); 0.0015	0.0015 -0.0015 (0.0015 ± 0.000002); 0.0015	0.0015 - 0.0016 (0.0015 ± 0,000002); 0.001
Pb (mg/L)	0.004- 0.005 (0.005 ± 0.0004); 0.005	0.0013 - 0.0063 (0.005 ± 0.0015); 0.005	0.0002- 0.009 (0.004 ± 0.003); 0.004
Zn (mg/L)	0.0002- 0.009 (0.0013 ± 0.003); 0.0002	0.007 - 0.09 (0.019 ± 0.027); 0.009	0.0008 - 0.016 (0.008 ± 0.006); 0.007
IET	33.8- 68.3 (57.1 ± 13.2); 61.8	58.7 -64.3 (61.2 ± 1.7); 61.3	53.8 - 64.4 (58.8 ± 4.04); 58.7

6.3 ARTIGO 3. CRESCIMENTO E PRODUÇÃO DE MICROCISTINA E SAXITOXINA DE *Phormidium* sp. LBAAP-1 (CYANOPHYCEAE) ISOLADO EM RESERVATÓRIO DE ABASTECIMENTO NA AMAZÔNIA (BRASIL)

CRESCIMENTO E PRODUÇÃO DE MICROCISTINA E SAXITOXINA DE *Phormidium* sp. LBAAP-1 (CYANOPHYCEAE) ISOLADO EM RESERVATÓRIO DE ABASTECIMENTO NA AMAZÔNIA (BRASIL)

Resumo: O gênero *Phormidium* é constituído por espécies filamentosas com mais de 200 morfoespécies descritas, e destas cerca de 32 registradas para o Brasil, entre seus representantes já foram registradas espécies produzindo neurotoxinas e hepatotoxinas. O objetivo deste trabalho foi caracterizar o crescimento, a morfologia e a ultraestrutura do *Phormidium* sp. LBAAP- 1 em dois diferentes meios de cultura, avaliando seu potencial tóxico e os riscos associados a florações desta espécie em reservatório de abastecimento humano. A coleta de cianobactérias vivas foi realizada em junho/2014, com garrafas de Van Dorn. A identificação morfológica e de ultraestrutura foram realizadas em microscopia óptica e através de imagens de microscopia eletrônica de transmissão, respectivamente. O isolamento foi realizado por capilaridade através da técnica de pescaria e a amostra cultivada em meio líquido BG- 11, a partir do qual dois inóculos foram cultivados por 60 dias, até atingir $6,0 \times 10^6$ cel/mL. As análises de microcistinas e saxitoxinas extracelular intracelular foram realizadas por HPLC. A espécie *Phormidium* sp. LBAAP-1 compreende um grupo complexo de cianobactérias filamentosas bentônicas que vivem na superfície lamosa, possui um crescimento lento e sua floração possivelmente é mais persistente que espécies cocóides. Apesar de os inóculos não apresentarem concentrações de cianotoxinas intra e extracelular, foram observados picos de microcistinas antes dos picos das variantes estudadas, demonstrando a importância de estudos mais conclusivos sobre esta toxina, especialmente por esta ser a primeira cepa proveniente de florações isoladas para o estado do Pará.

Palavra Chave: Florações, Cianobactérias filamentosas, tapetes, microcistina- MC

INTRODUÇÃO

O gênero *Phormidium* Kützing ex. Gomont compreende cianobactérias filamentosas com registro de produção neurotoxinas (HARLAND et al., 2013) e hepatotoxinas (GAGET et al., 2017). Este gênero pertence à ordem Oscillatoriales, família Phormidiaceae e subfamília Phormidioideae. No mundo são reconhecidas mais de 200 morfoespécies (KOMÁREK; ANAGNOSTIDIS, 2007), sendo 32 registradas no Brasil (WERNER et al., 2015). Estes autores consideram que em águas amazônicas (estados do Amazonas, Pará e Roraima) apenas quatro espécies deste gênero foram identificadas. Entretanto, no último levantamento realizado por Costa et al. (2014), somente no Pará foram registradas 10 espécies de *Phormidium*.

Esse grupo compreende microrganismos bentônicos, os quais podem, eventualmente, apresentar-se como uma massa esverdeada macroscópica flutuante semelhante ao lodo (MCALLISTER; WOOD; HAWES, 2016). Também existem espécies planctônicas, perifíticas e subaerófitas. Possuem uma ampla distribuição geográfica e habitam ambientes lóticos e lênticos de águas salobras, marinhas, minerais, sulfurosas e doces, sob vários níveis de trofia (MCGREGOR, 2007). Morfologicamente possuem filamentos finos com ou sem bainha, sem aerótopos, heterocitos e acinetos, logo são organismos que não fixam o oxigênio atmosférico (KOMÁREK; ANAGNOSTIDIS 2007).

A taxonomia do gênero *Phormidium* é uma das mais difíceis entre as cianobactérias, pois compreende numerosos morfotipos com muitas formas transicionais (KOMÁREK; ANAGNOSTIDIS 2007, COMTE et al., 2007). Atualmente, esta cianobactéria passou por várias revisões taxonômicas com mudanças determinadas pela análise polifásica (MORO et al., 2010, SCIUTO et al., 2012, KOMAREK et al., 2014). No Brasil alguns estudos foram realizados com este gênero usando a abordagem polifásica (MALONE, 2014) incluindo a identificação de novos gêneros (MALONE et al., 2012, MACHADO-DE-LIMA; MARTINS; BRANCO, 2017). Na Amazônia, os estudos sobre o gênero *Phormidium* se detêm em ocorrência na composição do fitoplâncton (PAIVA et al., 2006; COSTA et al., 2010, COSTA et al., 2014).

O objetivo deste artigo foi caracterizar o crescimento, a morfologia e a ultraestrutura do *Phormidium* sp. LBAAP- 1 em diferentes meios de cultura, avaliando seu potencial tóxico e os riscos associados a florações desta espécie em reservatório de abastecimento humano.

MATERIAL E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO E AMOSTRAGEM

O reservatório Água Preta está localizado no Parque Estadual do Utinga (01°27'21"S-48°30'15" W), entre os limites dos municípios de Belém e Ananindeua (Pará). Faz parte do manancial do Utinga, complexo de abastecimento de água da população (~ 70%) da Região Metropolitana de Belém- RMB, constituído pelo reservatório Água Preta que se liga, na sua porção oeste, ao reservatório Bolonha e, na sua porção sudeste, capta água do Rio Guamá, corpo hídrico de grande porte que margeia parte da região metropolitana. O reservatório decanta as águas turvas do Rio Guamá. O reservatório possui área de ~22 km² (Santos et al. 2015), volume de 9,9 milhões de m³, profundidade máxima de 8,5 m, correntes com velocidade média de 0,33 m/s, margeado por floresta nativa de terra firme, igapó e vegetação aquática (SEMA, 2013).

O clima da região é Af₁ de Köppen com temperatura variando de 31,5 a 33,1°C, umidade relativa do ar acima de 78% e ventos predominantes de leste e nordeste com variação de 4 a 6.7 km/h. A precipitação anual varia entre 2.769,4 a 3.775,6 mm com período chuvoso de dezembro a maio e menos chuvoso de junho a novembro (INMET, 2015).

Cianobactérias vivas foram coletadas do reservatório, em junho/2014, com garrafas de Van Dorn a uma profundidade de 3,6 metros da Zona eufótica, em um ponto próximo ao canal de ligação com o reservatório Bolonha e ao desague de esgoto doméstico não tratamento proveniente das habitações do entorno. Obras de urbanização se estavam ocorrendo a menos de 10 metros do ponto de coleta havendo revolvimento e aterramento das margens do reservatório.

ANÁLISE MORFOLÓGICA

A espécie foi identificada a partir das medidas morfométricas dos 30 primeiros indivíduos observados em microscopia óptica (Axiostar plus, Carl Zeiss, Germany), com oculares de medição, acoplado a câmera fotográfica (Axiocam MRc, Carl Zeiss). Utilizou-se a chave dicotômica e o sistema de classificação de Komárek e Anagnostidis (2007).

ANÁLISE ULTRAESTRUTURA

A ultraestrutura foi analisada por meio das imagens de microscopia eletrônica de transmissão- MEV. As células de cianobactérias foram fixadas com PFA a 4%; glutaraldeído; 3mM CaCl₂ e 5mM sacarose, usando cacodilato 0,1M como tampão. A contrastação foi feita com acetato uranila (1–2,5%) em acetona crescente (25, 50 ou 70%), seguida pela infiltração em concentração crescente de Epon diluído em acetona. A inclusão das amostras foi realizada em Epon e DMP-30 em estufa a 60°C por 48h. Os blocos foram cortados em ultramicrotomia em contraste de acetato de uranila, submersos em citrato de chumbo e lavados com água destilada.

CULTIVO E ISOLAMENTO

O isolamento da cianobactéria foi realizado por capilaridade através da técnica de pescaria e a amostra cultivada em meio líquido BG- 11 (RIPPKA, 1979). Um litro de BG-11 contém 75 mg MgSO₄·7H₂O, 36 mg CaCl₂·2H₂O, 1.5 g NaNO₃, 40 mg K₂HPO₄, 6.0 mg ácido cítrico, 6.0 mg citrato férrico amoniacal, 1.0 mg EDTA, 20 mg Na₂CO₃, 2.86 mg H₃BO₃, 1.81 mg MnCl₂, 0.22 mg ZnSO₄, 0.04 mg Na₂MoO₄, 0.08 mg CuSO₄ e 0.05 mg Co(NO₃)₂, com a adição de ciclohexamida para interromper o crescimento de eucariotos.

O sistema de cultura foi do tipo fechado em câmaras de cultivo e crescimento (Humidity, Panasonic). As culturas foram não contínuas e a cepa foi mantida por tréplica em tubos de ensaio contendo 15 mL de meio de cultura e a repicagem realizada a cada 30 dias (JACINAVICIUS et al., 2013). A temperatura de incubação foi de 24°C ± 1°, luminosidade de aproximadamente 60 μmol photon m².s⁻¹, pH 8,0 e fotoperíodo de 12 h de luz (GORHAM, 1964).

A cepa de cianobactéria encontra-se depositada na coleção do Laboratório de Biologia Ambiental, da Seção de Meio Ambiente do Instituto Evandro Chagas-LBA/SAMAM/IEC sob a codificação LBAAP-1.

FORMAÇÃO DO INÓCULO

Foram cultivados dois inóculos de cianobactérias (2L cada) por 60 dias, até atingir 6,0 x 10⁶ cel/mL, compatível à fase exponencial do inóculo, sendo um denominado meio

artificial- MA, no qual se cultivou a cianobactéria em meio líquido BG-11 com água destilada; e outro chamado meio natural- MN, onde o meio BG-11 foi acrescido de água do reservatório Água Preta, a qual foi filtrada em filtro de celulose (0,45 µm de porosidade) e tiveram suas características físico-químicas determinadas.

ANÁLISE DE CIANOTOXINA

Foram analisadas as microcistinas (variantes RR, YR e LR) e saxitoxinas (variantes STXb, GTX2,3, GTX 5, STXf) em meio extracelular e intracelular de sub- amostras de 200 mL de cada inóculo, utilizando como referência a ISO 20179/2005.

A extração de microcistina no meio extracelular ocorreu com a filtração de água através de pré-filtros de fibra de vidro com auxílio de bomba a vácuo. Após filtração foi injetadas, com metanol a 100%, em cartuchos C18 do extrator automático Autotrace 280 (Dionex). As frações foram coletadas, centrifugadas e depois ressuspensas em 1 mL de metanol 20%, sonicadas em banho à 40°C e filtradas em filtros de Nylon (0,45 µm) para posterior injeção em HPLC (cromatógrafo Dionex Ultimate 3000). Os espectros UV foram comparados com padrões de microcistinas comerciais: MC-LR, MC-RR e MC-YR (Sigma-Aldrich).

Para a extração de microcistinas nas cepas (intracelular), as amostras foram liofilizadas (Liotop LT108), misturadas a 18 mL de metanol 75%, sonicadas em gelo, em seguida as soluções foram centrifugadas a 4.000 rpm por 12 minutos, o sobrenadante foi recuperado e submetido a extração em fase sólida (SPE). Para a extração de saxitoxinas nas cepas, o liofilizado foi misturado com HCl 0,1M, sendo 10 mL de solvente, e sonificado em gelo durante 5 minutos, em seguida as soluções foram fervidas por 5 minutos, resfriadas em gelo e centrifugadas a 4.000 rpm por 12 minutos, o sobrenadante foi recuperado e submetido a extração em fase sólida (SPE): o extrato foi percolado em cartucho C18 condicionado (2 mL de metanol 100% seguido de 2 mL de HCl 0,1M) e coletado. A toxina foi eluída em 2 mL de água e também foi coletada juntamente com o filtrado anterior. Os extratos foram conservados a -20°C até preparo para aplicação em HPLC.

Na Cromatografia Líquida de Alta Eficiência (HPLC) as análises de microcistinas foram realizadas utilizando uma coluna C18 de cromatografia líquida de fase reversa (250 mm x 10 mm, 5 µm) à temperatura de 40°C em condições isocráticas com fase móvel A (Acetonitrila/TFA 0,05%) e fase móvel B (Água/TFA 0,05%), com um fluxo de 0,3 mL/minuto, um volume de injeção de 20 µL e um tempo de corrida de 30 minutos. Utilizou-

se um detector de arranjo de diodos (DAD – Diode Array Detector) operando a 238 nm. Os espectros UV foram comparados com padrões de microcistinas comerciais: MC-LR, MC-RR e MC-YR (Sigma-Aldrich).

A análise de saxitoxinas extracelular foi realizada em coluna C18 de cromatografia líquida de fase reversa à temperatura de 30°C. Fase móvel A e fase móvel B com um fluxo de 2 mL/minuto, um volume de injeção de 25 µL e um tempo de corrida de 14 minutos. Foi utilizado um detector de fluorescência ajustado para o comprimento de onda de 340 nm em excitação e 395 nm em emissão. Os espectros foram comparados com padrões de saxitoxinas comerciais: dc-Sxt-b, Gtx 2,3, Gtx 5 e Stx-f (Sigma-Aldrich).

Os extratos de saxitoxinas foram submetidos ao procedimento chamado Derivatização Pré-coluna (oxidação com peróxido) (LAWRENCE; NIEDZWIADK, 2001) através da qual é realizada a oxidação das toxinas antes de passarem pela coluna cromatográfica para a detecção das mesmas por fluorescência. Este procedimento foi realizado conforme descrito por Turrell, Lacaze e Stobo (2007). As análises por cromatografia líquida de alta eficiência foram realizadas utilizando um cromatógrafo Dionex Ultimate 3000.

Para a extração de saxitoxinas nas cepas (intracelular), o liofilizado foi misturado com HCl 0,1M, sendo 10 mL de solvente, sonificado em gelo, em seguida as soluções foram fervidas por 5 minutos, resfriadas em gelo e centrifugadas a 4.000 rpm por 12 minutos, o sobrenadante foi recuperado e submetido a extração em fase sólida (SPE): o extrato foi percolado em cartucho C18 condicionado (2 mL de metanol 100% seguido de 2 mL de HCl 0,1M) e coletado. A toxina foi eluída em 2 mL de água e também foi coletada juntamente com o filtrado anterior. Os extratos foram conservados a -20°C até preparo para aplicação em HPLC.

CURVAS DE CRESCIMENTO

Após a homogeneização do inóculo artificial em agitador magnético, durante 4 horas, foram distribuídos 10 mL deste inóculo em 30 elenmeyers contendo 100 ml de meio artificial, cada. O mesmo foi feito para 30 elenmeyers contendo 100 ml de meio natural, cada.

As amostras foram acondicionadas em câmara de crescimento durante 30 dias (GORHAM, 1964). A cada três dias foram retiradas três amostras (tréplica), escolhidas através de sorteios aleatórios utilizando o Office Excell®, as quais representaram um tempo. Para cada elenmeyer foram retirados 50 ml de amostra para a análise de clorofila- *a* (PARSONS; STRICKLAND 1963). Os elenmeyer foram redistribuídos conforme sorteio

aleatório. As características da colonização da cepa (cor, colonização, bolhas) e da população de *Phormidium* foram observadas durante os intervalos do experimento.

TAXAS DE CRESCIMENTO E TEMPO DE DUPLICAÇÃO

Para o cálculo da taxa de crescimento as células de cianobactérias foram contadas em câmara de sedimentação (UTERMÖHL, 1978) no início (N_0) e no final de experimento (N).

Após a determinação da curva, foram calculadas as taxas de crescimento (μ . dia⁻¹) e o tempo de duplicação (G . dia⁻¹) para a fase exponencial de cada espécie analisada. Estas taxas foram calculadas com a média das contagens dos três elenmeyer ($n=3$), segundo as fórmulas apresentadas por Fogg e Thake (1987):

$$\mu = (\ln N_f - \ln N_0) \cdot (t - t_0)^{-1} \qquad G = \ln 2 \cdot \mu^{-1}$$

μ é a velocidade específica de crescimento.

G é o tempo de duplicação celular, calculado a partir de μ .

N_0 é o número inicial de células. mL⁻¹ no tempo inicial t_0 .

N é o número final de células. mL⁻¹ no tempo t .

ANÁLISE ESTATÍSTICA

A análise de variância (ANOVA) *on way* foi realizada para verificar a diferença no crescimento de *Phormidium* sp. LBAAP-1 nos diferentes meios de cultura e entre as fases de crescimento considerando o nível de significância $p < 0,05$ e o *post hoc* de Tukey. Os testes estatísticos foram realizados utilizando o software livre BioEstat 5.0 (AYRES et al., 2007).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

MORFOLOGIA E ULTRAESTRUTURA

A cepa LBAAP-1 compreende cianobactérias filamentosas longas, de comprimento médio de 1058,2 μm , com 307,5 células por tricoma. As células possuem largura e comprimento médios de 4,5 μm e 3,5 μm , respectivamente. As células finais do tricoma são gradualmente atenuadas, sem caliptra e curvadas devido o movimento de locomoção por deslizamento e pendular, como observado por Hoiczek e Baumeister (1995) para este gênero (Figuras 1A e E). Desta forma, quando as espécies são inseridas em substâncias de fixação (formol, por exemplo) aparentam a forma de um cajado. Foi identificada a reprodução por hormogonia e fragmentação semelhante às cepas de *Phormidium* estudadas por Comte et al. (2007) com a formação de células necróticas (Figura 1H).

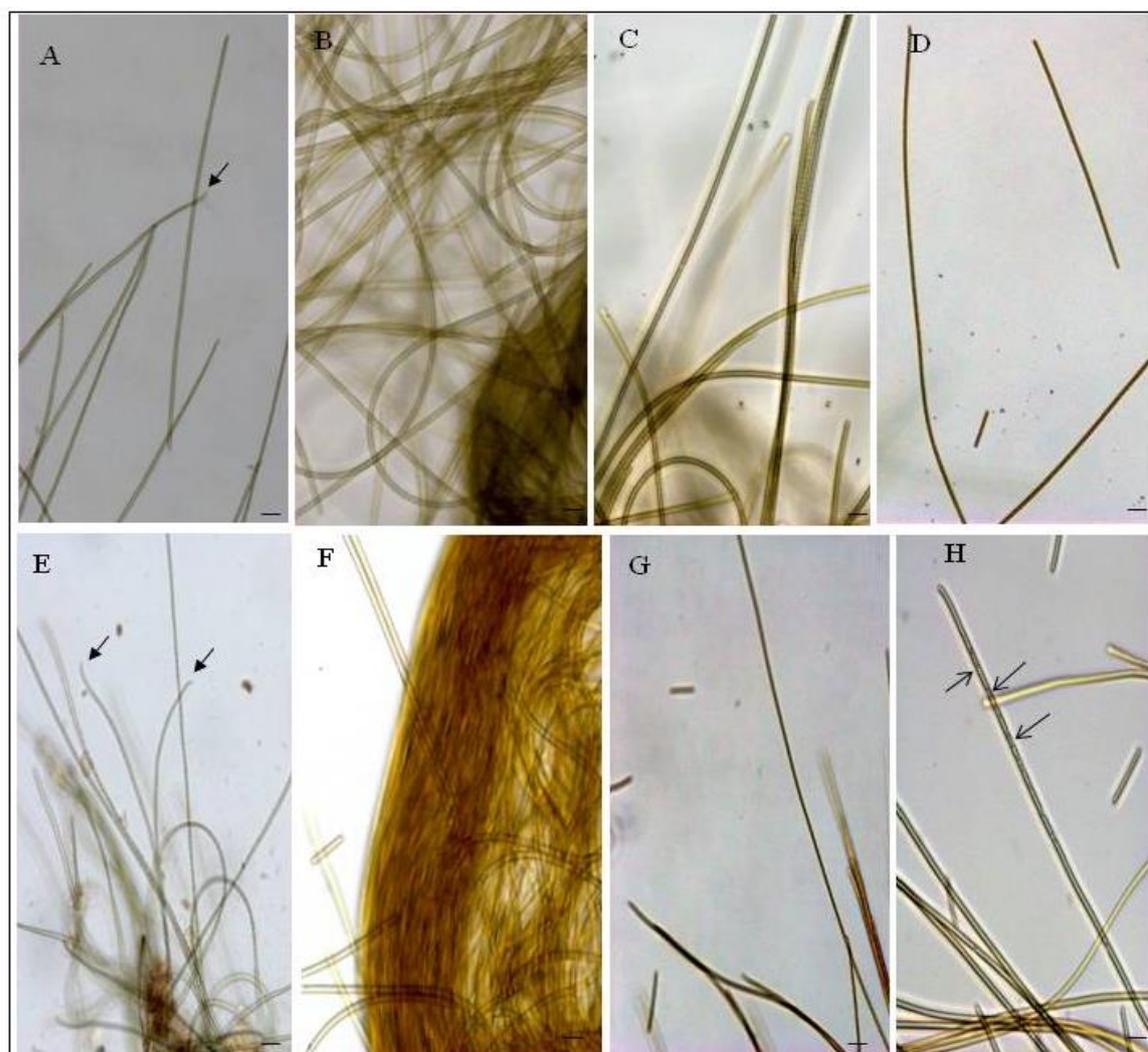


Figura 1. Diferentes fases do crescimento da cianobactéria *Phormidium* sp. LBAAP- 1 (escala em 10 μm): A, B, C e D: fases Lag, Log, estacionária e declínio, respectivamente, da cepa em meio artificial; E, F, G e H: fases Lag, Log, estacionária e declínio, respectivamente, da cepa em meio natural. Setas em A e E indicam células apicais atenuadas; setas em F e H indicam células necróticas.

No meio artificial os tricomas são verde-olivas, não constrictos e sem bainha mucilaginosa. Já no meio natural os organismos são amarelo-esverdeados, não constrictos ou levemente constrictos entre as paredes das células, com bainha mucilaginosa fina e amarelada justaposta ao tricoma, perceptível apenas na microscopia eletrônica (Figura 2) ou em contraste de fase na microscopia ótica.

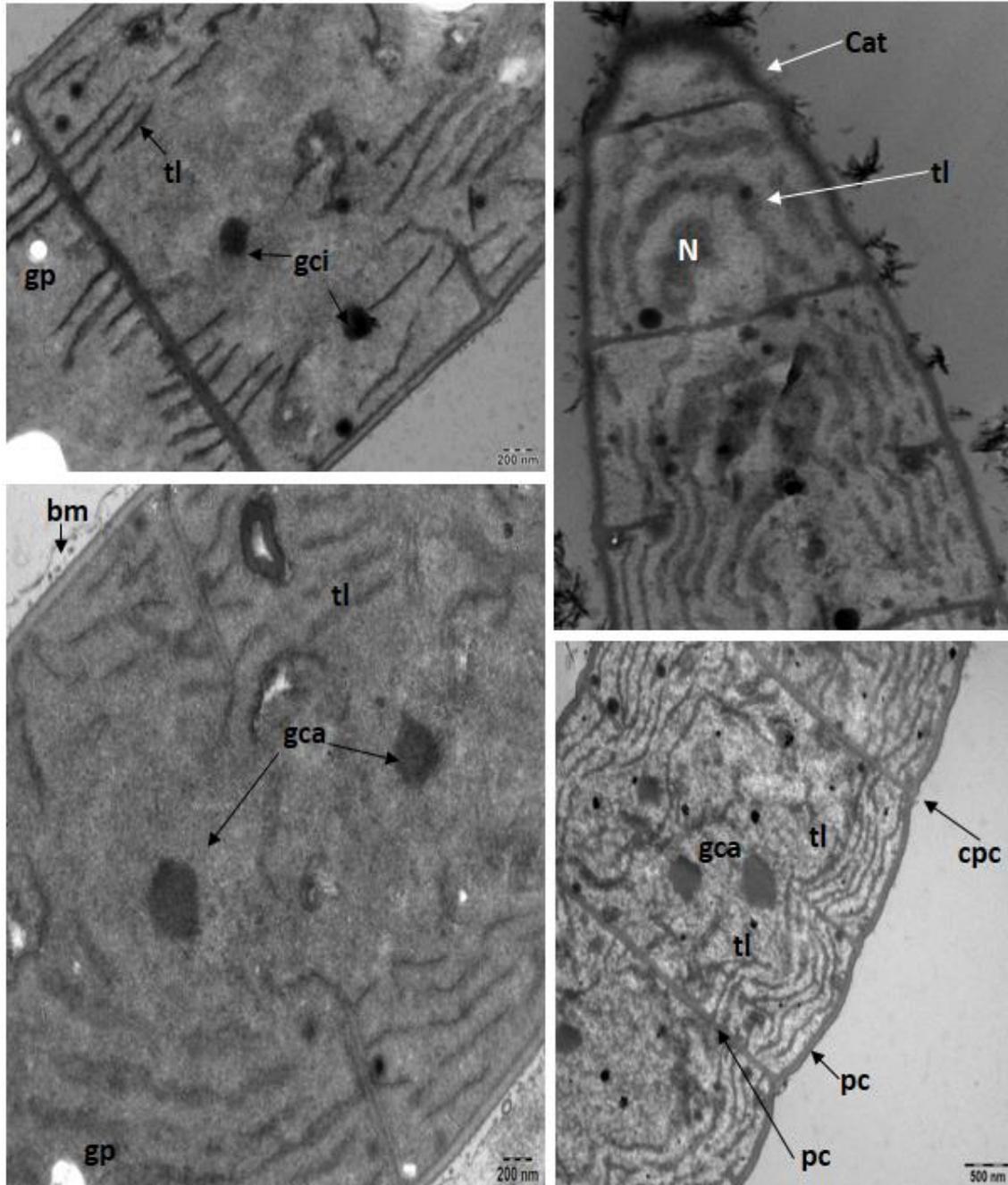


Figura 2. Ultra-estrutura de *Phormidium* sp. LBAAP- 1 em meio natural e corte longitudinal (200- 500 nm): tl-tilacóides; gci- grânulos de cianoficina; gp- grânulos de polifosfato; bm- bainha mucilaginosa; gca- grânulos de carboxissomos; Cat- células apicais atenuadas; N- nucleóide; cpc-constricção da parede celular; pc- parede celular.

A parede de peptidoglicano apresenta 22 nm de espessura, compatível com as descrições de Hoiczka e Baumeister (1995). Foram identificados grânulos de polifosfatos, carboxissomos e grânulos de cianoficinas e ausência de vesículas gasosas (Figura 2).

O arranjo das tilacóides é uma característica ultraestrutural relevante para a identificação da cianobactéria (KOMÁREK; ANAGNOSTIDIS, 2007; KOMÁREK et al., 2014). Comparado aos estudos sobre ultraestruturas de cianobactérias filamentosas do gênero *Phormidium* (MARQUARDT; PALINSKA, 2007; MORO et al., 2010; SCIUTO et al., 2012; MALONE, 2014), as tilacóides do *Phormidium* LBAAP-1 é mais larga (~ 15 nm), rugosa e menos numerosa ficando com o arranjo que lembra ao parietal (próximo à parede celular) comum de ser encontrado na família Pseudanabaenaceae.

Entretanto, esse aspecto se deve, possivelmente, a keritomização das tilacóides, que consiste no alargamento das lamelas (KOMÁREK; ALBERTANO, 1994) como observado por Comte et al. (2007) em cepas de *Phormidium* do Pólo Ártico. Pode-se dizer que o arranjo das tilacóides encontrado em *Phormidium* sp. LBAAP-1 é radial irregular (Figura 2) sugerido pelo sistema mais moderno de classificação das cianobactérias (HOFFMANN; KOMÁREK; KAŠTOVSKÝ, 2005; KOMÁREK, 2007), o qual avalia o grupo das cianobactérias filamentosas da família Phormidiaceae como o mais complexo em termos de arranjos das tilacóides e considera o arranjo radial irregular o mais comum no gênero *Phormidium*.

Através das condições ambientais do reservatório Água Preta, o qual foi caracterizado por Vieira (2002) como mesotrófico e por Santos et al. (2013) como eutrófico, rico em fósforo de origem antrópica, sem estratificação (SARAIVA, 2012) e com profundidade máxima de 4,4 m (HOLANDA et al., 2011), a espécie pode ser caracterizada como tolerante a ambientes antropizados, meso-eutróficos, rasos e holomíticos (circulação atinge toda a coluna d'água).

CRESCIMENTO

O crescimento da cepa em ambos os meios de cultivo evidenciou o encrustamento da espécie na parede de vidro do recipiente. Por volta do 18º dia (T6) a cepa forma uma película que se desprende e flutua na superfície do meio de cultivo (Figura 3). A película, depois de ~24º dia (T8) torna-se uma estrutura globosa, verde enegrecida, no meio artificial, ou amarelo acastanhada, no meio natural, com bolhas de ar que permitem sua flutuação (T10) (Figura 3).

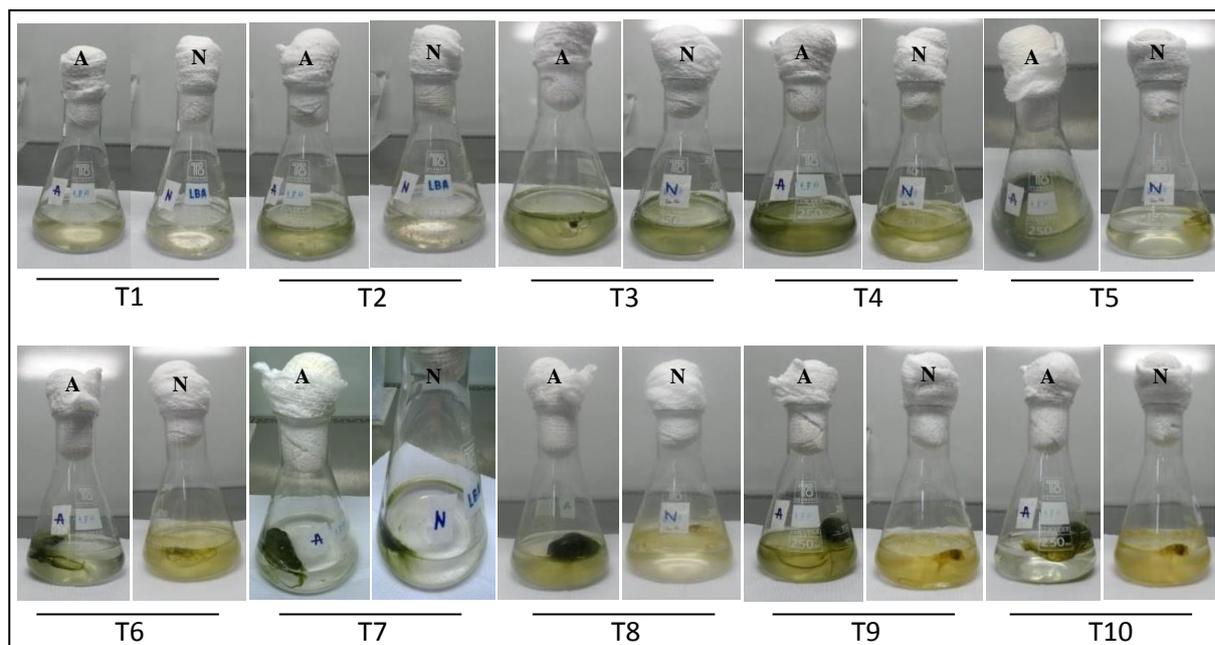


Figura 3. Variação das características macroscópicas da cepa *Phormidium* sp. LBAAP- 1 nas etapas de crescimento em meios artificial (A) e natural (N). T representa o tempo em dias do cultivo: T1 (3° dia), T2 (6° dia), T3 (9° dia), T4 (12° dia), T5 (15° dia), T6 (18° dia) T7 (21° dia), T8 (24° dia), T9 (27° dia) e T10 (30° dia).

Segundo Mcallister, Wood e Hawes (2016) as espécies de *Phormidium* formam um complexo conhecido como “*Phormidium-like*” que incluem espécies de cianobactérias filamentosas muito semelhantes, geralmente morfotipos, que formam esteiras ou tapetes encrustado em rochas ou superfícies lamosas. Segundo os autores, o registro destas esteiras de “*Phormidium-like*” tem aumentado em águas doces do mundo e algumas esteiras têm produzido neurotoxinas (anatoxina-a, homoanatoxina-a, di-hidroanatoxina-a e dihidrohomoanatoxina-a) responsável pelas mortes de cães na Nova Zelândia (WOOD et al., 2010).

Portanto, considera-se a espécie como bentônica, preferencialmente epipsâmica (aderida a sedimento lamoso), perifítica e eventualmente epifítica de outra cianobactéria, uma vez que Sousa et al. (2017) identificou esta provável espécie em associação com *Oscillatoria princeps* no reservatório Bolonha.

As duas curvas de crescimento apresentaram quatro fases definidas ($F= 15,26$; $p<0,05$) (Figura 4). As curvas de crescimento baseada na concentração de clorofila- *a* não apresentaram diferença significativa ($F= 1,15$; $p> 0,05$). Entretanto, a taxa de crescimento celular de *Phormidium* sp. LBAAP-1 foi duas vezes maior no meio de cultura artificial do que no meio natural com $0,08 \text{ cel.dia}^{-1}$ e $0,04 \text{ cel.dia}^{-1}$, respectivamente. O tempo médio de duplicação no meio natural foi de 8 dias e no meio artificial foi 17 dias.

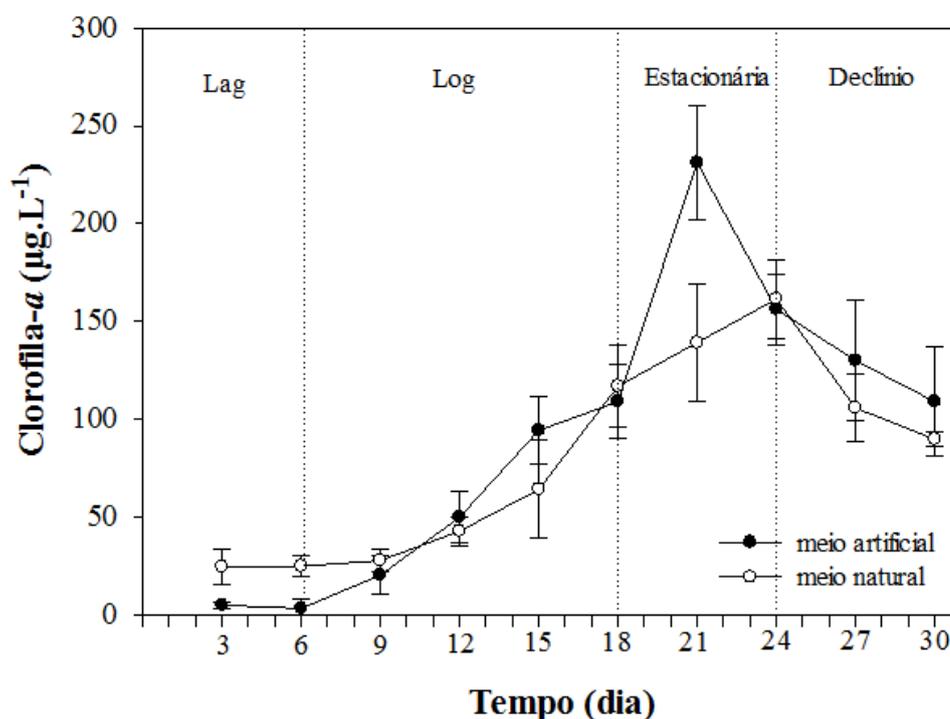


Figura 4. Curvas de crescimento da cianobactéria *Phormidium* sp. LBAAP- 1, isolada no reservatório Água Preta (Brasil), cultivada nos meios natural e artificial.

Esses valores são considerados baixos quando comparados ao crescimento de cianobactérias como *Microcystis aeruginosa* e *Cylindrospermopsis raciborskii*, que apresentaram taxas de crescimento, respectivamente de 0,19 e 0,34 cel.dia⁻¹ e tempo de geração de 3,47 e 2,01 dias, respectivamente (CARNEIRO, 2005). Estas espécies são as mais prevalentes em florações de reservatórios da América tropical (MOWE et al., 2015).

Espécies filamentosas não planctônicas, tais como *Phormidium* sp. LBAAP-1 possuem o crescimento mais lento que espécies planctônicas (EL-IBIARI et al., 2015), o que pode significar que suas florações são mais persistentes.

MICROCISTINA E SAXITOXINA

Os inóculos não apresentaram concentrações de microcistinas e saxitoxinas intra e extracelular (Figura 5). Entretanto ocorreram dois picos de microcistinas antes dos picos das variantes estudadas, indicando a possível presença de variante de microcistina ausente no padrão (Figuras 5C e D).

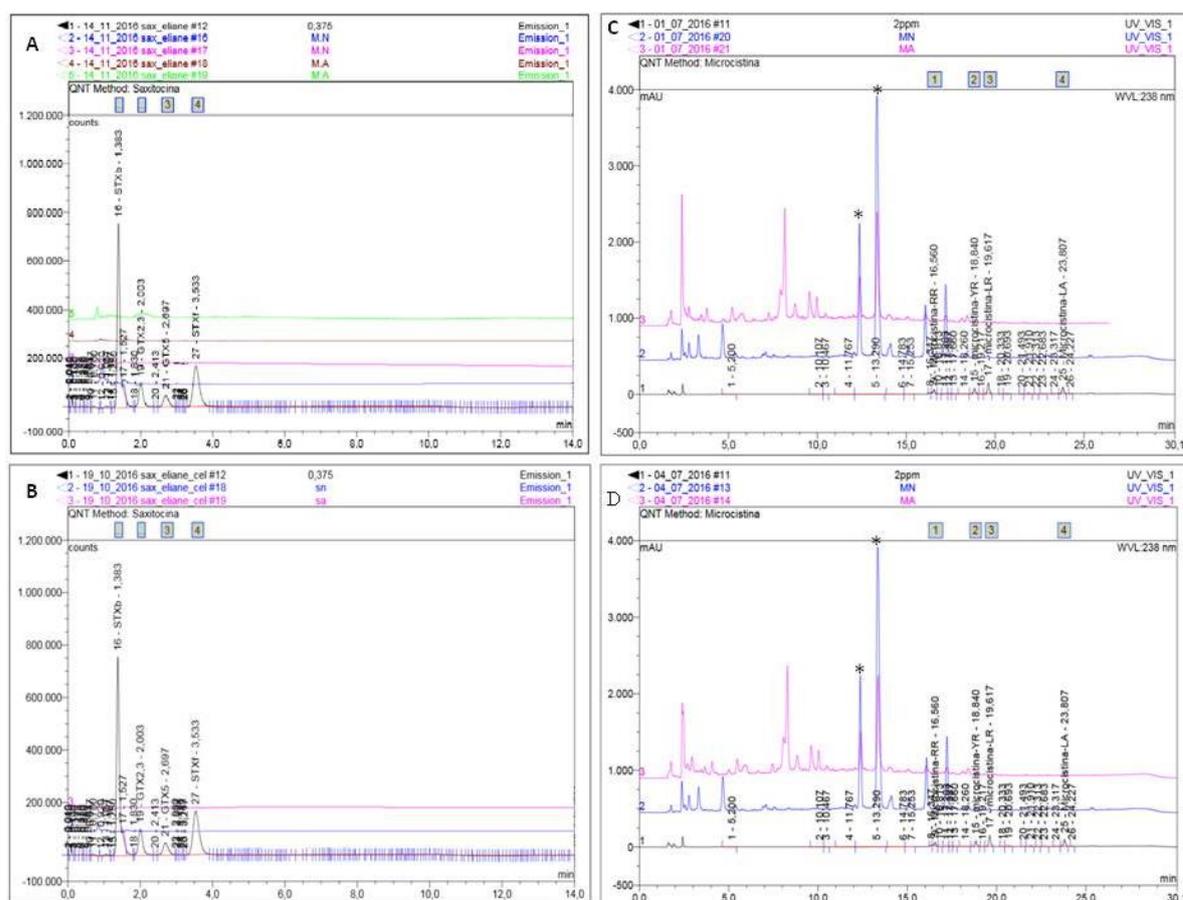


Figura 5. Cromatograma das microcistinas e saxitoxinas (em linhas pretas) nos inóculos artificial e natural: A- saxitoxina extracelular (linhas azul e rosa, meio natural, e linhas verde e marron, meio artificial); B- saxitoxina intracelular (linha azul corresponde ao meio natural e rosa corresponde ao meio artificial); C- microcistinas extracelular e B- microcistinas intracelular. Linha rosa representa o meio artificial e linha azul representa o meio natural. O asterisco (*) indica picos antes das variantes.

Os picos apresentam a mesma forma, comprimento e posição tanto no extrato intracelular quanto extracelular nos dois tipos de cultivo. Análises do espectro aumentam as suspeitas de microcistinas, porém faz-se necessário comparar a outros padrões pela mesma técnica de HPLC ou usar o LCMS (espectrometria de massa) que detectam a microcistina. Carneiro et al., (2012) faz referência a microcistina presente em cepas através de picos de

identidade desconhecida e que apresentam o mesmo espectro de absorção, sugerindo a presença de variantes diferentes ao padrão.

As cianobactérias representam um risco para a saúde em todo o mundo devido a produção de uma variedade de toxinas altamente potentes nos ambientes aquáticos (CODD; MORRISON; METCALF, 2005). Entre estas espécies as do gênero *Phormidium* estão correlacionadas a produção microcistinas em água de reservatórios urbanos tropicais eutrofizados (SINANG et al., 2015), logo, é importante estudos mais conclusivos sobre esta toxina na cepa *Phormidium* sp. LBAAP-1.

Nesse sentido, é importante que trabalhos posteriores incluam análises moleculares na cepa *Phormidium* sp. LBAAP-1 com o intuito de confirmar a sua toxicidade por meio da identificação de genes *mcy* (responsável pela síntese de microcistinas), pois, embora as espécies planctônicas tenham sido objeto de muitas investigações em termos de avaliação de risco, pouco se sabe sobre formas bentônicas e seu impacto na qualidade da água ou na saúde humana e animal como o gênero *Phormidium*.

CONCLUSÃO

A espécie *Phormidium* sp. LBAAP-1 compreende um grupo complexo de cianobactérias filamentosas bentônicas que vivem na superfície lamosa. Possui um crescimento lento e sua floração possivelmente é mais persistente do que espécies cocóides. Possui potencial indicador de ambientes rasos, com circulação de água em toda a coluna d'água e poluídos por resíduos domésticos. Esta é a primeira cepa isolada de florações no estado do Pará e precisa de maiores estudos sobre seu potencial tóxico, visto que é possível que produza microcistina.

REFERÊNCIAS

- AYRES, M. et al. **BioEstat 5.3**: statistical applications in the areas of biological and medical sciences. MCT, IDSM, CNPq: Belém, Brasil, 2007. 364 p.
- CARNEIRO, R. L. et al. Co-occurrence of microcystin and microginin congeners in Brazilian strains of *Microcystis* sp. **FEMS Microbiol. Ecol.**, v. 82, n.3, p. 692-702. 2012.
- CARNEIRO, R. L. **Otimização de cultivo de *Microcystis aeruginosa* Kütz Emend. Elekin (Cianobacteria) e *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenaya & SubbaRaju (Cianobacteria) para produção de padrões de microcistina-LR e cilindrospermopsina.** 2005. 113 f. Dissertação. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho, Programa de Biotecnologia Vegetal, Rio de Janeiro, 2005.
- CODD, G., MORRISON, L., METCALF, J. Cyanobacterial toxins: risk management for health protection. **Toxicol. Appl. Pharmacol.**, v. 203, p. 264-72. 2005.
- COMTE et al. Relationships between the Arctic and the Antarctic cyanobacteria; three Phormidium-like strains evaluated by a polyphasic approach. **FEMS Microbiol. Ecol.**, v. 59, n. 2, p. 366-76. 2007.
- COSTA, S. D. et al. **Algas e cianobactérias continentais no estado do Pará, Brasil.** Embrapa Amazônia Oriental, Belém, 2014. 351 p.
- COSTA, V. B. et al. Microfitoplâncton do lago Água Preta, Parque Ambiental de Belém (Pará, Brasil), durante o período chuvoso. **Uakari**, v. 6, n. 1, p. 75-86. 2010.
- EL-IBIARI, N. N. et al. Kinetic Study for Growth of *Phormidium* sp. and *Chlorella vulgaris*. **Int J Chemtech Res**, v, 8, n. 9, p. 284-89. 2015.
- FOGG, G. E.; THAKE, B. **Algae cultures and phytoplankton ecology.** 3rd ed. Madison: University of Wisconsin Press, 1987. 269 p.
- GAGET, V. et al. Benthic cyanobacteria: A source of cylindrospermopsin and microcystin in Australian drinking water reservoirs. **Walter Research**, v. 1, n. 124, p. 454-64. 2017.
- GORHAM, P. R. et al. Isolation and culture of toxic strains of *Anabaena flos-aquae* (Lyng) de Breb. **Verh. Internat. Verein Limnol.**, v. 15, p. 796-04. 1964.
- HARLAND, F. M. et al. *Phormidium autumnale* growth and anatoxin-a production under iron and copper stress. **Toxins**, v. 5, n. 12, p. 2504-21. 2013.
- HOFFMANN, L., KOMÁREK, J.; KAŠTOVSKÝ, J. System of cyanoprokaryotes (cyanobacteria) – state in 2004. **Algal Stud.**, v. 117, p. 95–115. 2005.
- HOICZYK, E.; BAUMEISTER, W. Envelope Structure of Four Gliding Filamentous Cyanobacteria. **J. Bacteriol.**, v. 177, n. 9, p. 2387–95. 1995.

HOLANDA, P. S. et al. Hydrodynamic modeling and morphological analysis of Lake Água Preta: one of the water sources of Belém-PA-Brazil. **Journal of the Brazilian Society of Mechanical Sciences and Engineering**, v. 33, n. 2, p. 117-24. 2011.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). **Dados da Rede INMET. Dados Históricos**. 2015. Disponível em: <
<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>>. Acesso em: 20 de Jan. 2015.

JACINAVICIUS, F. R. et al. **Manual para cultivo de cianobactérias**. Publicações Virtuais, Instituto de Botânica. São Paulo, 2013. 32 p. Disponível em: <
http://botanica.sp.gov.br/files/2013/09/virtuais_4cianobact%C3%A9rias.pdf>. Acesso em: 20 jan. 2013.

KOMÁREK, J. et al. Taxonomic classification of cyanoprokaryotes (cyanobacterial genera) 2014, using a polyphasic approach. **Preslia.**, v. 86, p. 295–335. 2014.

KOMÁREK, J.; ALBERTANO, P. Cell structure of a planktic cyanoprokaryote, *Tychonema bourrellyi*. **Arch. Hydrobiol. Suppl. Algol. Stud.**, v, 75, p. 157–166. 1994.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Cyanoprokaryota 2. Teil/Part 2: Oscillatoriales. In **Süßwasserflora von Mitteleuropa freshwater flora of central Europa**; Spektrum Akademischer Verlag: Berlin, Germany, 2007. 759 p.

LAWRENCE, J. F.; NIEDZWIADK, B. Quantitative Determination of Paralytic Shellfish Poisoning Toxins in Shellfish by Using Prechromatographic Oxidation and Liquid Chromatography with Fluorescence Detection. **J AOAC Int.**, v. 84, n. 4, p. 1099-1108. 2001.

MACHADO-DE-LIMA, M. N., MARTINS, M. D.; BRANCO, L. H. Z. Description of a tropical new species of *Wilmottia* (Oscillatoriales, Cyanobacteria) and considerations about the monophyly of *W. murrayi*. **Phytotaxa**, v. 307, n. 1, p. 43–54. 2017.

MALONE, C. F. S. Diversidade fenotípica, molecular e avaliação do potencial biotecnológico do complexo *Phormidium* (Cyanobacteria) em ambientes aquáticos e terrestres da Mata Atlântica e Pantanal, Brasil. 172 f. Tese (Doutorado em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente) - Instituto de Botânica de São Paulo, São Paulo, 2014.

MALONE, C. F. S. et al. New genus of Phormidiaceae separated from the traditional heterogenous *Phormidium*. In: 14th International Symposium on Phototrophic Prokaryotes, Porto. 2012.

MARQUARDT, J.; PALINSKA, K. A. Genotypic and phenotypic diversity of cyanobacteria assigned to the genus *Phormidium* (Oscillatoriales) from different habitats and geographical sites. **Arch. Microbiol.**, v. 187, p. 397–413. 2007.

MCGREGOR, G. B. Freshwater Cyanoprokaryota of North-Eastern Australia 1: Oscillatoriales. **Flora of Australia Supplementary Series Number**. 24: 1-123. 2007.

- MCLLISTER, T. G.; WOOD, S. A.; HAWES, I. The rise of toxic benthic *Phormidium* proliferations: a review of their taxonomy, distribution, toxin content and factors regulating prevalence and increased severity. **Harmful Algae**, v. 55, p. 282-94. 2016.
- MORO, I. et al. Polyphasic characterization of a thermo-tolerant filamentous cyanobacterium isolated from the Euganean thermal muds (Padua, Italy). **Eur. J. Phycol.**, v. 45, p. 143–154. 2010.
- MOWE, M. A. D. et al. Tropical cyanobacterial blooms: a review of prevalence, problem taxa, toxins and influencing environmental factors. **J. Limnol.** v. 74, n. 2, p. 205-224. 2015.
- PAIVA, R. S. et al. Ecological considerations on the phytoplankton from Guajará Bay and from the Guam River estuary in Pará, Brazil. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Ciências Naturais**, v. 1, n. 2, p. 133-146. 2006.
- PARSONS, T. R.; STRICKLAND, J. D. H. Discussion of spectrophotometric determination of marine plankton pigments with revised equations of ascertaining chlorophyll- *a* and carotenoids. **J. Mar. Res.** v. 21, p. 155-163. 1963.
- RIPPKA, R. Isolation and purification of Cyanobacteria. In: L. Pacher & A.N. Glazer (eds.). *Cyanobacteria Methods in Enzymology*. **Blackwell.**, v. 167, p. 3-27. 1979.
- SANTOS, M. L. S. et al. Hydrodynamic modeling of a reservoir used to supply water to Belem (Lake Agua Preta, Para, Brazil). **Maringá**, v. 37, n. 3, p. 353-359. 2015.
- SANTOS, M. L. S. et al. Influência da expansão urbana na qualidade da água em reservatório da região Amazônica (Belém, Pará). **Boletim Técnico Científico Cepnor.**, v. 13, n. 1, p. 15-22. 2013.
- SARAIVA, A. L. L. **Análise dos impactos da dinâmica de nutrientes e sólidos sobre a qualidade do ambiente lntico usado para abastecimento de comunidades amazônicas**. 2012, 144f. Tese (Engenharia de recursos naturais da Amazônia)- Instituto de Tecnologia, Universidade Federal Pará, Belém, 2012.
- SCIUTO, K. et al. Polyphasic approach and typification of selected *Phormidium strains* (Cyanobacteria). **Cladistics.**, v. 28, p. 357–374. 2012.
- SECRETARIA DE MEIO AMBIENTE E SUSTENTABILIDADE DO ESTADO DO PARÁ (SEMA). **Revisão do plano de manejo do Parque Estadual do Utinga**. Sema, Imazon: Belém, 2013. 378 p.
- SINANG, S. C. et al. Preliminary Assessment of Cyanobacteria Diversity and Toxic Potential in Ten Freshwater Lakes in Selangor, Malaysia. **Bull Environ Contam Toxicol.**, v. 95, n. 4, p. 542-7. 2015.
- SOUSA, E. B. de. et al. Monitoramento de Cianobactérias nos Reservatórios de Abastecimento de Belém: Entendendo os Riscos. In ALFARO, A. T. S., TROJAN, D. G. Org. **Ciências Ambientais e o Desenvolvimento Sustentável na Amazônia**, 1 ed. p. 95-105. Atena: Curitiba, Brasil, 2017.

TURRELL, E. A.; LACAZE, J. S.; STOBO, L. Determination of paralytic shellfish poisoning (PSP) toxins in UK shellfish. **Harmful Algae**, v. 6, p. 438–48. 2007.

UTERMÖHL, H. Zur Vervollkommung der Quantitativen Phytoplankton-Methodik. **Mitteilungen Internationale Vereinigung fuer Theoretische und Angewandte Limnologie**, v. 9, p. 1-38. 1958.

VIEIRA, J. M. dos S. **Toxicidade de cianobactérias e concentração de microcistinas em uma represa de abastecimento público da Região Amazônica do Brasil**. 148f. 2002. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas), Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

WERNER, V. R. et al. **Cyanophyceae na lista de espécies da Flora do Brasil**. Rio de Janeiro, 2015. Disponível em:<<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/floradobrasil/FB108101>>. Acesso em: 22 Jan. 2015.

WOOD, S. A. et al. Identification of a benthic microcystin-producing filamentous cyanobacterium (Oscillatoriales) associated with a dog poisoning in New Zealand. **Toxicon**, v. 55, n. 4, p. 897-903. 2010.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

- O estudo evidenciou zonas prioritárias para o monitoramento de cianobactérias e da qualidade das águas brutas tomando por referências os baixos valores de oxigênio e altas concentrações de DBO, Al e Fe, embora estes dois metais não signifiquem precisamente contaminação por processos antrópicos, mas pela lixiviação do latossolo amarelo, rico em óxidos de ferro e alumínio. As zonas prioritárias são os pontos dos compartimentos 1 e 4 do reservatório Água Preta, pois apresentaram elevadas densidade de cianobactérias;
- O estudo sugere que o monitoramento considere amostragens em toda a zona eufótica, visto que as maiores densidades de cianobactérias encontradas no reservatório Água Preta não apresentaram as características clássicas, tais como cor e odor desagradáveis, pois ocorreram na parte inferior da zona eufótica;
- O monitoramento deve considerar que a sazonalidade e o Rio Guamá exercem influência sobre a dinâmica físico-química e biológica do reservatório Água Preta. A precipitação dilui os efeitos da entrada de material alóctone do Rio Guamá e ao mesmo tempo, em alguns pontos, aumenta a entrada de nutrientes no ambiente. A vigilância sobre a densidade de cianobactérias deve se intensificar durante os meses menos chuvosos, pois a partir de junho estes organismos têm suas densidades aumentadas;
- O estudo sugere que distúrbios no reservatório Água Preta podem culminar no surgimento de cianobactérias bentônicas do leito do reservatório como foi observado quando houve o revolvimento do leito por meio das obras de prolongamento da avenida João Paulo II que fizeram emergir a cianobactéria bentônica *Phormidium* sp.;
- Na atual conjuntura do Parque Ambiental do Utinga, onde se planeja “abrir as portas” para as práticas esportivas dentro dos reservatórios sugere-se maior controle das zonas prioritárias e das intervenções no leito raso desses ambientes;
- Os reservatórios foram analisados separadamente acreditando-se que a presença/ausência das macrófitas era um fator diferencial entre os reservatórios. A legislação Ambiental brasileira, através da Resolução CONAMA 357/2005 (artigo 8º, § 3º) sugere a utilização de organismos biológicos e/ou comunidades aquáticas como instrumento de avaliação da

qualidade da água para auxiliar na sua classificação e enquadramento segundo os usos. Neste aspecto, os traços funcionais do fitoplâncton dentro da abordagem de Grupos Funcionais e espécies indicadoras (IndVal) se mostraram com maior poder discricionário das condições sanitárias do reservatório Bolonha, logo sugere-se estas abordagens para avaliar a qualidade de suas águas;

- Em suma, a dinâmica do fitoplâncton é regulada pelos fatores ambientais, principalmente a precipitação, ventos e entrada de águas do Rio Guamá. As cianobactérias encontradas nas águas brutas dos reservatórios podem representar riscos a saúde da população consumidora, uma vez que elevadas densidades, acima do limite estabelecido pela portaria 2.914/2011 do Ministério da Saúde, foram encontradas em duas porções (compartimentos) do reservatório Água Preta, sendo isolada uma espécie (*Phormidium* sp. LBAAP-1) que possivelmente produz microcistinas- cianotoxinas hepatotóxicas.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Atlas do Brasil: abastecimento urbano de água**. Brasília: ANA, 2010.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, C. L. O manejo da pesca em reservatórios da bacia do alto Rio Paraná: avaliação e perspectivas. In: NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.; JORCIN, A. (Orgs.) **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascatas**. São Carlos: Rima, 2005.459 p.

AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO JÚNIOR, H. F. Peixe da bacia do alto rio Paraná. In: LOWE-MCCONNELL, R. H. (Ed.). **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: EDUSP, 1999. p. 374-400.

ALCÂNTARA, C. R. Linha de instabilidade da Amazônia: estudo de caso e importância das características do perfil do vento na sua formação e desenvolvimento. **Ciência e Natura**, v. 33, n. 2, p. 197-226, 2011.

ALSTER, A. et al. Morphology and phylogeny of a non-toxic invasive *Cylindrospermopsis raciborskii* from a Mediterranean Lake. **Hydrobiologia**, v. 639, n. 1, p. 115-128, 2010.

ALVES-DA-SILVA, S. M.; HAHN, A. T. Lista das Euglenophyta registradas em ambientes de águas continentais e costeiras do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia, Série Botânica**, v. 55, p. 171-188, 2001.

ALVES, S.; ARAÚJO, V. A. B. **Avaliação microbiológica de cursos d'água na Ilha do Combu e Igarapé do Tucunduba, localizados no município de Belém-Pará**. 2004. 75 f. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso de Graduação em Biologia)– Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará, Belém, 2004.

AMANAJÁS, J. C.; BRAGA, C. C. Padrões espaço-temporal pluviométricos na Amazônia Oriental utilizando análise multivariada. **Revisra Brasileira de Meteorologia**, v. 27, n. 4, p. 423-434, 2012.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Washington: APHA, 2012. 1496 p.

AMMAR, M. et al. Initial growth phases of two bloom-forming cyanobacteria *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Planktothrix agardhii* in monocultures and mixed cultures depending on light and nutrient conditions. **Annales de Limnologie: International Journal of Limnology**, v. 50, p. 231-240, 2014.

ANDRINOLO, D.; SEDAN, D. Cianotoxinas. Farmacología y efectos de las principales toxinas presentes en Argentina. Microcystinas, Saxitoxinas, Anatoxinas, Cylindrospermopsinas, Lipopolisacáridos. In: GIANNUZZI, L.; HANSEN, M. (Org.). **Cianobacterias como determinantes ambientales de la salud**. Buenos Aires: Ministerio de Salud de la Nación, 2011. 160 p.

ARAKI, M.; et al. Artificially acquired chlorophyll- *b* is highly acceptable to the thylakoid-lacking cyanobacterium, *Gloeobacter violaceus* PCC 7421. **Plant Physiology and Biochemistry**, v. 81, p. 155-162, 2014.

ARAÚJO JÚNIOR, A. C. R. Indicadores de qualidade ambiental no lago Bolonha, parque estadual do Utinga, Belém-Pará. **Boletim Gaúcho de Geografia**, v. 42, n.1, p. 276-299, 2015.

ARAÚJO JÚNIOR, A. C. R.; AZEVEDO, A. K. A.; OLIVEIRA, I. S. Problemática da água na região metropolitana de Belém (RMB) – Pará: aspectos histórico-geográficos. **Acta Geográfica**, v. 7, n. 15, p. 117-131. 2013.

ARUNPANDI, N. et al. *Noctiluca* and copepods grazing on the phytoplankton community in a nutrient-enriched coastal environment along the southwest coast of India. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 189, n. 7, p. 351, 2017.

AYRES, M. et al. **BioEstat 5.3**: statistical applications in the areas of biological and medical sciences. Belém: MCT, IDSM, CNPq, 2007. 364 p.

AZERIA, E. T. et al. Using null model analysis of species co-occurrences to deconstruct biodiversity patterns and select indicator species. **Diversity & Distributions**, v. 15, n. 6, p. 958-971. 2009.

AZEVEDO, S. M. F. O. et al. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru – Brazil. **Toxicology**, v. 81, p. 441-446, 2002.

BAHIA, V. B.; FENZL, N.; MORALES, G. P. Caracterização da qualidade das águas subterrâneas da Bacia Hidrográfica do Utinga/Belém (PA) - a partir de dados hidrogeoquímicos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 15., 2008, **Anais...** Natal: CBAS, 2008. Livro eletrônico.

BAHIA, V. E. **Estudo hidrogeológico da área localizada entre o depósito de lixo metropolitano de Belém (Aurá) e o Lago Água Preta**. 2003. 117 f. Dissertação (Mestrado em Hidrogeologia)– Centro de Geociências, Universidade Federal do Pará, Belém, 2003.

BALANGODA, A. Artificial destratification effects on nitrogen and phosphorus dynamics in a eutrophic impoundment in the northern Great Plains. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 188, n. 8, p. 469-487, 2016.

BARROS, M. U. G. et al. Impact of filamentous cyanobacteria on the water quality of two tropical reservoirs. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos Brazilian**, v. 22, 2017.

BARTRAM, J. et al. Introduction. In: CHORUS, I.; BARTRAM, J. (Ed.). **Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management**. London: WHO & E & FN Spon, 1999. p. 1-14.

BEHM, D. **Coroner cites algae in teen's death**. Milwaukee: Milwaukee Journal Sentinel, 2003.

BEHRENDT, L. et al. Chlorophyll *f*- driven photosynthesis in a cavernous cyanobacterium. **The ISME Journal**, v. 14, n. 9, p. 38-49, 2015.

BELKINOVA, D. et al. Phytoplankton based assessment of ecological status of Bulgarian Lakes and comparison of metrics within the Water Framework Directive. **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 12, n. 1, p. 83-103, 2014.

BENGTSSON, L.; HERSCHY, R. W.; FAIRBRIDGE, R.W. (Ed.). **Encyclopedia of lakes and reservoirs**. New York: Springer Verlag, 2012. 954p.

BERNARDO, L. **Algas e suas influências na qualidade das águas e nas tecnologias de tratamento**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1995. 127 p.

BEST, E. P. H. et al. Studies on decomposition of *Ceratophyllum demersum* under laboratory and nutrients, quantitative changes in organic compounds and consequences for ambiente water and sediment. **Hydrobiologia**, v. 194, p. 91-114, 1990.

BICUDO, C. E. M.; MENEZES, M. **Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificações e descrições**. São Carlos: RIMA, 2006.

BIOLO, S.; RODRIGUES, L. Composição de algas perifíticas (exceto Bacillariophyceae) em distintos substratos naturais de um ambiente semilótico, planície de inundação do Alto Rio Paraná, Brasil. **Brazilian Journal of Botany**, v. 34, n. 3, p. 307-319, 2011.

BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C. et al. Effects of light intensity and temperature on *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) with straight and coiled trichomes: growth rate and morphology. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, n. 2, p. 343-351. 2012.

BONILLA, S. et al. What drives the distribution of the bloom-forming cyanobacteria Planktothrix agardhii and *Cylindrospermopsis raciborskii*? **FEMS Microbiology Ecology**, v. 79, n. 3, p. 594-607. 2012.

BOOPATHI, T.; KI, J. S. Impact of environmental factors on the regulation of cyanotoxin production. **Toxins**, v. 6, n. 7, p. 1951-1978, 2014.

BORDALO, C. A. L. **O desafio das águas numa metrópole amazônica: uma reflexão das políticas de proteção dos mananciais da região metropolitana de Belém-pa (1984 – 2004)**. 2006. 125 f. Tese (Doutorado em Ciências)- Núcleo de Meio Ambiente, Universidade Federal do Pará, Belém, 2006.

BORDALO, C. A. L.; COSTA, F. E. V. Uma análise das primeiras experiências de gestão em bacias hidrográficas na Amazônia. **Entre-Lugar**, v. 3, n. 5, p. 103-115, 2012.

BORDALO, C. A. O paradoxo da água na região das águas: o caso da Amazônia brasileira. **Geosp – Espaço e Tempo**, v. 21, n. 1, 120-137, 2017. Disponível em: <<http://www.revistas.usp.br/geosp/article/view/107531>>. Acesso em: 02 set. 2017.

BOTES, D. P. et al. The structure of cyanoginosin-LA, a cyclic heptapeptide toxin from the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. **Journal of the Chemical Society, Perkin Transactions, I**, v. 1, p. 2311-2318, 1984.

- BOURKE, A. T. C.; HAWES, R. B. Freshwater cyanobacteria (blue-green algae) and human health. **Medical Journal of Australia**, v. 28, p. 491-492, 1983.
- BOWES, M. J. et al. Spatial and temporal changes in chlorophyll-a concentrations in the River Thames basin, UK: are phosphorus concentrations beginning to limit phytoplankton biomass? **Science of the Total Environment**, v. 1, n. 426, p. 45-55, 2012.
- BRASIL, J.; HUSZAR, V. L. M. O papel dos traços funcionais na ecologia do fitoplâncton continental. **Oecologia Australis**, v. 15, n. 4, p. 799-834, 2011.
- BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria nacional de saneamento ambiental-SNSA. **Sistema nacional de informações sobre saneamento: diagnóstico dos serviços de água e esgoto- 2015**. Brasília: SNSA/MCIDADES, 2017.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Monitoramento de cianobactérias nos mananciais de abastecimento de água para consumo humano no Brasil, 2012. **Boletim Epidemiológico**, v. 45, n. 1. p. 1-15, 2014.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011. **Diário Oficial da União**, Brasília. DF, 2011. Disponível em: <http://www.comitepcj.sp.gov.br/download/Portaria_MS_2914-11.pdf>. Acesso em: 12 maio 2014.
- BRASIL. Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente nº 357. **Diário Oficial da União**, Brasília. DF, 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 10 nov. 2013.
- BUKOWSKA, A. et al. Predicting blooms of toxic cyanobacteria in eutrophic lakes with diverse cyanobacterial communities. **Scientific Reports**, v. 7, p. 8342, 2017.
- CADEL-SIX, S. et al. A. Identification of a polyketide synthase coding sequence specific for anatoxin-a-producing *Oscillatoria* cyanobacteria. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 75, n. 14, p. 4909-4912, 2009.
- CALIJURI, M. C.; ALVES, M. S. A.; SANTOS, A. C. A. **Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais**. São Carlos: Rima, 2006. 118p.
- CARDOSO, F. F. **Dinâmica da comunidade microfitoplanctônica relacionada com os parâmetros físico-químicos do estuário do rio Guajará-Mirim (Vigia - PA)**. 2009. 76 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aquática e Pesca)– Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará, Belém, 2009.
- CARMICHAEL, W. W. Health effects of toxin-producing cyanobacteria: “The CyanoHAB”. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**, v. 7, p. 1393-1407, 2001.
- CARNEIRO, R. L. et al. Co-occurrence of microcystin and microginin congeners in Brazilian strains of *Microcystis* sp. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 82, n. 3, p. 692-702, 2012.

CARNEIRO, R. L. **Otimização de cultivo de *Microcystis aeruginosa* Kütz Emend. Elekin (Cianobacteria) e *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenaya & SubbaRaju (Cianobacteria) para produção de padrões de microcistina-LR e cilindrospermopsina.** 2005. 113 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

CASALI, S. et al. Impact of the 2009 extreme water level variation on phytoplankton community structure in Lower Amazon floodplain lakes. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 23, n. 3, p. 260-270, 2011.

CAVALCANTE, L. M.; CRUZ, F. M.; LIMA, W. N. Avaliação de impactos ambientais em microbacias da região metropolitana de Belém (PA). Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 17, 2007, São paulo. **Anais...** São Paulo: SBRH, 2007. Livro eletrônico.

CHANG, H. Q. et al. In-situ nitrogen removal from the eutrophic water by microbial-plant integrated system. **Journal of Zhejiang University Science B**, v.7, n. 7, p. 521-531, 2006.

CHARLTON, M. B. et al. Mapping eutrophication risk from climate change: Future phosphorus concentrations in English Rivers. **Science of the Total Environment**, v. 613-614, p. 1510-1526, 2017.

CHISWELL, R. K. et al. Stability of cylindrospermopsin, the toxin from the cyanobacterium, *Cylindrospermopsis raciborskii*: Effect of pH, temperature, and sunlight on decomposition. **Environmental Toxicology**, v. 14, p. 155-161, 1999.

CHORUS, I.; BARTRAM, J. (Ed.) **Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management.** London, GB: E&FN Spon: WHO, 1999. 416 p.

CIRÉS, S. et al. Temperature-dependent dispersal strategies of *aphanizomenon ovalisporum* (nostocales, cyanobacteria): implications for the annual life cycle. **Microbial Ecology**, v. 65, n. 1, p. 12-21, 2013.

CODD, G.; MORRISON, L.; METCALF, J. Cyanobacterial toxins: risk management for health protection. **Toxicology and Applied Pharmacology**, v. 203, p. 264-272, 2005.

COLE, G. A. **Textbook of limnology**, 4th ed. Illinois: Waveland Press, 1994. 412 p.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Manual de cianobactérias planctônicas: legislação, orientações para o monitoramento e aspectos ambientais.** São Paulo: CETESB, 2013.

COMPANHIA DE SANEAMENTO DO PARÁ (COSANPA). **Plano Diretor do Sistema de Abastecimento de Água da Região Metropolitana de Belém.** Belém: COSANPA, 2004.

COMTE, K. et al. Relationships between the Arctic and the Antarctic cyanobacteria; three Phormidium-like strains evaluated by a polyphasic approach. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 59, n. 2, p. 366-376, 2007.

CORBEL, S.; MOUGIN, C.; BOUAICHA, N. Cyanobacterial toxins: Modes of actions, fate in aquatic and soil ecosystems, phytotoxicity and bioaccumulation in agricultural crops. **Chemosphere**, v. 96, p. 1-5, 2014.

COSTA, B. O. **Variação nictemeral do microfitoplâncton em um estuário do nordeste paraense, Brasil**. 2010. 102 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aquática e Pesca)– Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará, Belém, 2010.

COSTA, S. D. **Variação espaço-temporal do microfitoplâncton na região da foz do rio Guamá (estuário amazônico), Belém, PA**. 2008. 60 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal)– Universidade Federal do Pará, Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém, 2008.

COSTA, S. D. et al. **Algas e cianobactérias continentais no estado do Pará, Brasil**. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2014. 351 p.

COSTA, V. B. et al. Effects of a high energy coastal environment on the structure and dynamics of phytoplankton communities (Brazilian Amazon littoral). **Journal of Coastal Research**, n. 64, p. 354-358, 2011.

COSTA, V. B. et al. Microfitoplâncton do Lago Água Preta, Parque Ambiental de Belém (Pará, Brasil). Período mais chuvoso. **Uakari**, v. 6, n. 1, p. 75-86, 2010.

COSTA, W. Valorizar a água da Amazônia: uma estratégia de inserção nacional e internacional. In: ARAGÓN, L.; CLUSENER-GODT, M. (Org.). **Problemática do uso local e global da água da Amazônia**. Belém: NAEA/UFPA/UNESCO, 2003.

CUNHA, C. J. S. **Variação espacial e temporal do fitoplâncton do reservatório da usina hidrelétrica de Tucuruí - Pará**. Dissertação. 119 f. 2013. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aquática e Pesca)– Universidade Federal do Pará, 2013.

CYR, H. Winds and the distribution of nearshore phytoplankton in a stratified lake. **Water Research**, v. 1, n.122, p. 114-127, 2017.

DANTAS, E. W. et al. Heterogeneidade espacial da comunidade fitoplanctônica no reservatório de Araras, Estado do Ceará. In: MOURA, A. N.; ARAÚJO, E. L.; ALBUQUERQUE, U. P. (Org.). **Biodiversidade, potencial econômico e processos eco-fisiológicos em ecossistemas nordestinos**. Recife: NUPEA, 2008. p.181-208.

DEMİR, A. N.; FAKIOĞLU, O.; DURAL, B. Phytoplankton functional groups provide a quality assessment method by the *Q* assemblage index in Lake Mogan (Turkey). **Turkish Journal of Botany**, v. 38, p. 169-179, 2014.

DI BERNARDO, L.; MINILLO, A. DANTAS, A. D. B. **Floração de algas e cianobactérias: suas influências na qualidade da água e natecnologia de tratamento**. São Paulo: LDiBer Ltda, 2010. 135p.

DILLENBERG, H. O.; DEHNEL, M. K. Toxic waterbloom in Saskatchewan, 1959. **Canadian Medical Association Journal**, v. 83, p. 1151-154, 1960.

- DING, S. et al. In situ, high-resolution imaging of labile phosphorus in sediments of a large eutrophic lake. **Water Research**, v. 74, p. 100-109, 2015.
- DING, Y.; SONG, L.; SEDMAK, B. UVB radiation as a potential selective factor favoring microcystin producing bloom forming Cyanobacteria. **PLoS One**, v. 8, n. 9, p. e73919, 2013.
- DINIZ, C. R. et al. Uso de macrófitas aquáticas como solução ecológica para melhoria da qualidade de água. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 9, supl., p. 226-230, 2005.
- DODDS, W. K. et al. Eutrophication of U.S. freshwaters: analysis of potential economic damages. **Environmental Science & Technology**, v. 43, n. 1, p. 12-19, 2009.
- DOWNING, J. A.; WATSON, S. B.; MCCAULEY, E. Predicting cyanobacteria dominance in lakes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**, v. 58, p. 1905-1908, 2001.
- DROBAC, D. et al. Human exposure to cyanotoxins and their effects on health. **Arhiv za higijenu rada i toksikologiju**, v. 64, n. 2, p. 305-315, 2013.
- DUFRÊNE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, v. 3, p. 345-366, 1997
- DUNCK, B.; NOGUEIRA, I. S.; FELISBERTO, S. A. Distribution of periphytic algae in wetlands (Palm swamps, Cerrado), Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 73, n. 2, p. 331-46, 2013.
- DUY, T. N. et al. Toxicology and risk assessment of freshwater cyanobacterial (blue-green algal) toxins in water. **Reviews of Environmental Contamination Toxicology**, v. 163, p. 113-185, 2000.
- DZIOCK, F. et al. Biological indicator systems in floodplains: a review. **International Review of Hydrobiology**, v. 91, p. 271-291, 2006.
- EL SEMARY, N. A. Microscopic, molecular, and biochemical investigations to characterize a benthic cyanoprokaryote *Leptolyngbya* strain from Egypt. **Microscopy Research and Technique**, v. 73, n. 3, p. 249-257, 2013.
- EL-SHEHAWY, R. et al. Global warming and hepatotoxin production by cyanobacteria: what can we learn from experiments? **Water Research**, v. 46, n. 5, p. 1420-1429, 2012.
- EL-IBIARI, N. N. et al. Kinetic study for growth of *Phormidium* sp. and *Chlorella vulgaris*. **International Journal of ChemTech Research**, v. 8, n. 9, p. 284-289, 2015.
- ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.
- ESTEVEZ, F. A.; MEIRELLES-PEREIRA, F. M. Eutrofização artificial. In: **Fundamentos de Limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 625-655p.

- FABBRO, L. D.; DUIVENVOORDEN, L. J. A two-part model linking multidimensional environmental gradients and seasonal succession of phytoplankton assemblages. **Hydrobiologia**, v. 438, p. 13-24, 2000.
- FADEL, A. et al. Environmental factors associated with phytoplankton succession in a Mediterranean reservoir with a highly fluctuating water level. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 87, n. 10, p. 633, 2015.
- FALCONER, I. R. **Cyanobacterial toxins of drinking water supplies**: cylindrospermopsins and microcystins. Boca Raton, FL: CRC Press, 2005.
- FALKOWSKI, P. G.; LIN, H.; GORBUNOV, M. Y. What limits photosynthetic energy conversion efficiency in nature? Lessons from the oceans. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences**, v. 372, n. 1730, 2017.
- FIALKOWSKA, E.; PAJDAK-STÓŚ, A. Chemical and mechanical signals in inducing Phormidium (Cyanobacteria) defence against their grazers. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 89, n. 3, p. 659-669, 2014.
- FIETZ, S. et al. Regional, vertical and seasonal distribution of phytoplankton and photosynthetic pigments in Lake Baikal. **Journal of Plankton Research**, v. 27, n. 8, p. 793-810, 2005.
- FIGLIOTTI, M. F. et al. Characterization of nitrogen-fixing cyanobacteria in the Brazilian Amazon floodplain. **Water Research**, v. 39, n. 20, p. 5017-5026, 2005.
- FOGG, G. E. et al. **The blue green algae**. London: Academic Press, 1973.
- FOGG, G. E.; THAKE, B. **Algae cultures and phytoplankton ecology**. 3rd ed. Madison: University of Wisconsin Press, 1987. 269 p.
- FONSECA, B. M.; BICUDO, C. E. M. Phytoplankton seasonal variation in a shallow stratified eutrophic reservoir (Garças Pond, Brazil). **Hydrobiologia**, v. 600, n. 1, p. 267-282, 2008.
- FORTE, O. Parque do Utinga, em Belém, preserva belezas naturais da floresta. **G1 Pará**, jul. 2013. (Foto do Lago Bolonha). Disponível em: <<http://g1.globo.com/pa/para/noticia/2013/07/parque-do-utinga-em-belem-preserva-belezas-naturais-da-floresta.html>>. Acesso em: 07 jul. 2016.
- FRANCESCHINI, I. M. et al. **Algas**: uma abordagem filogenética, taxonômica e ecológica. Porto Alegre: Artmed, 2010. 332 p.
- FRANCESCHINI, I. M.; PRADO, J. F.; BURLIGA, A. L. Diversidade. In: RANCESCHINI, I. M. et al. **Algas**: uma abordagem filogenética, taxonômica e ecológica. Porto Alegre: Artmed, 2010. p. 73-213.
- FRANCOEUR, S. N.; BIGGS, B. J. F. Short-term effects of elevated velocity and sediment abrasion on benthic algal communities. **Hydrobiologia**, v. 561, n. 1, p. 59-69, 2006.

- FRENKEN, T. et al. Integrating chytrid fungal parasites into plankton ecology: research gaps and needs. **Environmental microbiology**, v. 19, n. 10, p. 3802-3822, 2017.
- FU, K. Z. et al. Cyanobacterial bloom dynamics in Lake Taihu. **Journal Environment Sciences (China)**, v. 1, n. 32, p. 249-251, 2015.
- GACHON, C. M. M. et al. Algal diseases: spotlight on a black box. **Trends in Plant Science**, v.15, n. 11, p. 633-640, 2010.
- GAGET, V. et al. Benthic cyanobacteria: A source of cylindrospermopsin and microcystin in Australian drinking water reservoirs. **Walter Research**, v. 1, n. 124, p. 454-64, 2017.
- GARRITY, G. M.; BOONE, D. R.; CASTENHOLZ, R. W. **Bergey's Manual of Systematic Bacteriology**. The archaea and the deeply branching and phototrophic bacteria. 2. ed. New York: [s.n.], 2001. v. 1.
- GAYLARDE, C. et al. Polyphasic detection of cyanobacteria in terrestrial biofilms. **Biofouling**, v. 20, n. 2, p. 71-79, 2004.
- GLIBERT, P. M. et al. Evidence for dissolved organic nitrogen and phosphorus uptake during acyanobacterial bloom in Florida Bay. **Marine Ecology Progress Series**, v. 280, n. 14, p. 73-83, 2004.
- GOMES, A. L. **Biodiversidade e densidade de cianobactérias em uma região portuária e industrial no estuário amazônico, Pará, Brasil**. Dissertação. 106 f. 2013. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aquática e Pesca)– Universidade Federal do Pará, Belém, 2013.
- GONÇALVES, E. D. et al. Aplicação do Sistema de Informação Geográfica na Microbacia dos Lagos Bolonha e Água Preta (PA). **Boletim Técnico Científico do CEPNOR**, v. 15, n. 1, p. 43-50, 2015.
- GORHAM, P. R. et al. Isolation and culture of toxic strains of *Anabaena flos-aquae* (Lyng) de Breb. **Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie**, v. 15, p. 796-804, 1964.
- GRAHAM, J. L. et al. Cyanotoxin mixtures and taste-and-odor compounds in cyanobacterial blooms from the Midwestern United States. **Environmental Science Technology**, v. 1, n. 44, p. 7361-7368, 2010.
- GRAHAM, J. L. et al. Guidelines for design and sampling for cyanobacterial toxin and taste-and-odor studies in lakes and reservoirs: U.S. **Geological Survey Scientific Investigations Report**, p. 5038-5052, 2008.
- GRAHAM, L. E.; WILCOX, L. W. **Algae**. New Jersey: [s.n.], 2000. 700 p.
- GUZMÁN-GUILLÉN, R. et al. Vitamin E pretreatment prevents histopathological effects in tilapia (*Oreochromis niloticus*) acutely exposed to cylindrospermopsin. **Environmental Toxicology**, v. 10, n. 11, p. 1469-1485, 2015.
- HAJNAL, É.; PADISÁK, J. Analysis of long-term ecological status of Lake Balaton based on the ALMOBAL phytoplankton database. **Hydrobiologia**, v. 599, n. 1, p. 227-237, 2008.

HANSEN, M. (Org.). **Cianobacterias como determinantes ambientais de la salud**. Buenos Aires: Ministerio de Salud de la Nación, 2011. p. 59-70.

HARLAND, F. M. et al. *Phormidium autumnale* growth and anatoxin-a production under iron and copper stress. **Toxins**, v. 5, n. 12, p. 2504-2521, 2013.

HEUSSNER, A. H. et al. Toxin content and cytotoxicity of algal dietary supplements. **Toxicology Applied Pharmacology**, v. 265, n. 2, p. 263-271, 2012.

HILTON, J. et al. How green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers. **Science of The Total Environment**, v. 365, n. 1-3), p. 66-83, 2006.

HOFFMANN, L.; KOMÁREK, J.; KAŠTOVSKÝ, J. System of cyanoprokaryotes (cyanobacteria) – state in 2004. **Algological Studies**, v. 117, p. 95-115, 2005.

HOICZYK, E.; BAUMEISTER, W. Envelope structure of four gliding filamentous cyanobacteria. **Journal of Bacteriology**, v. 177, n. 9, p. 2387-2395, 1995.

HOLANDA, P. S. et al. Flow analysis and modeling of the lake Água Preta: water source of the Belém metropolitan área. **Engenharia Térmica**, v. 9, n. 1-2, p. 74-80, 2010.

HOLANDA, P. S. et al. Hydrodynamic modeling and morphological analysis of lake Água Preta: one of the water sources of Belém-PA-Brazil. **Journal of the Brazilian Society of Mechanical Sciences and Engineering**, v. 33, n. 2, p. 117-124, 2011.

HOLANDA, P. S. et al. Hydrodynamic modeling of the lake Água Preta: water source of the Belém metropolitan área. In: INTERNATIONAL CONGRESS OF MECHANICAL ENGINEERING, 20., **Anais...** Gramado: ICME, 2009. Livro eletrônico.

HUMPAGE, A. R. et al. Cylindrospermopsin genotoxicity and cytotoxicity: Role of cytochrome P-450 and oxidative stress. **Journal of Toxicology and Environmental Health Part A**, v. 14, n. 68, p. 739-753, 2005.

HUSZAR, V. L. M. et al. Phytoplankton species composition in more sensitive than OECD criteria to the trophic status of three Brazilian tropical lakes. **Hydrobiologia**, v. 369/370, p.59-71, 1998.

HUSZAR, V. L. M.; REYNOLDS, C. S. Phytoplankton periodicity and sequences of dominance in an Amazonian floodplain lake (Lago Batata, Pará, Brazil): Responses to gradual environmental change. **Hydrobiologia**, v. 346, p. 169-181, 1997.

INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER (IARC). Ingested nitrate and nitrite, and cyanobacterial peptide toxins. **IARC Monographs**, v. 94, p. 1-457, 2010.

INSTITUTO TRATA BRAZIL. **Ranking de saneamento 2017**: Instituto Trata Brasil. São Paulo: Instituto Trata Brasil, 2017. Disponível em: <<http://www.tratabrasil.org.br/datafiles/estudos/ranking/2017/relatorio-completo.pdf>>. Acesso em: 01 set. 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **CENSO 2010**: Aglomerados Subnormais Informações Territoriais. Rio de Janeiro: IBGE, 2013.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Atlas de saneamento básico 2011**. Rio de Janeiro: IBGE, 2011.

_____. **Censo Demográfico 2010**. Rio de Janeiro: IBGE, 2010.

INSTITUTO DE DESENVOLVIMENTO ECONOMICO, SOCIAL E AMBIENTAL DO PARÁ (IDESP). **Estatística Municipal**: Ananindeua. Ananindeua: IDESP 2014a. Disponível em: <<http://www.idesp.pa.gov.br/pdf/estatisticaMunicipal/pdf/Ananindeua.pdf>>. Acesso em: 19 jan. 2014a.

INSTITUTO DE DESENVOLVIMENTO ECONOMICO, SOCIAL E AMBIENTAL DO PARÁ (IDESP). **Estatística Municipal**: Belém. Belém: IDESP, 2014b. Disponível em: <<http://www.idesp.pa.gov.br/pdf/estatisticaMunicipal/pdf/Belem.pdf>>. Acesso em: 19 jan. 2014b.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). **Dados da Rede INMET**. Dados Históricos. 2015. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>>. Acesso em: 20 jan. 2015.

INTERNATIONAL LAKE ENVIRONMENT COMMITTEE (ILEC). **Managing lakes and their basins for sustainable use. A report for the lake basin managers and stakeholders**. Kusatsu, JP: International Lake Environmental Committee Foundation, 2005. 166 p.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. ISO 20179:2005. **Water quality**: determination of microcystins: method using solid phase extraction (SPE) and high performance liquid chromatography (HPLC) with ultraviolet (UV) detection. [S.l.]: International Organization for Standardization, 2005.

JACINAVICIUS, F. R. et al. **Manual para cultivo de cianobactérias. Publicações Virtuais, Instituto de Botânica**. São Paulo, 2013. p. 32. Disponível em: <http://botanica.sp.gov.br/files/2013/09/virtuais_4cianobact%20C3%A9rias.pdf>. Acesso em: 20 abr. 2013.

JAWORSKA, B. et al. Phytoplankton dominance structure and abundance as indicators of the trophic state and ecological status of Lake Kortowskie (northeast Poland) restored with selective hypolimnetic withdrawal. **Archives of Polish Fisheries**, v. 22, n. 1, p. 7-15, 2014.

JOHNSON, H. E. et al. Cyanobacteria (*Nostoc commune*) used as a dietary item in the Peruvian highlands produce the neurotoxic amino acid BMAA. **Journal of Ethnopharmacology**, v. 118, n. 1, p. 159-165, 2008.

JONES, G.; KORTH, W. *In situ* production of volatile odour compounds by river and reservoir phytoplankton populations in Australia. **Published**, v. 31, n. 11, p. 145-151. 1995.

JONES, G.; KORTH, W. *In situ* production of volatile odour compounds by river and reservoir phytoplankton populations in Australia. **Water Science and Technology**, v. 31, n. 11, p. 145-151, 1995.

KAASALAINEN, U. et al. Cyanobacteria produce a high variety of hepatotoxic peptides in lichen symbiosis. **National Academy of Sciences**, v. 109, p. 5886-5891, 2012.

KAEBERNICK M.; NEILAN B. A. Ecological and molecular investigations of cyanotoxin production. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 35, p. 1-9, 2001.

KAMINSKI, A. et al. Determination of anatoxin-a stability under certain abiotic factors. **Harmful Algae**, v. 28, p. 83-87, 2013.

KAPLAN, A. et al The languages spoken in the water body (or the biological role of cyanobacterial toxins). **Frontiers in Microbiology**, v. 3, n. 138, p. 1-138, 2012.

KIVAISI, A. K. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. **Ecological Engineering**, v. 16, p. 545-560, 2001.

KLUMPP, A. et al. Variation of nutrient and metal concentrations in aquatic macrophytes along the Rio Cachoeira in Bahia (Brazil). **Environment International**, v. 28, p. 165-171. 2002.

KNOLL, A. H. Cyanobacteria and earth history. In: HERRERO, Antonia; Flores, Enrique (Org.). **The Cyanobacteria: molecular biology, genomics and evolution**. Norfolk: Caister Academic Press, 2008. p. 1-19.

KOMÁREK, J. Cyanoprocaryota 3. Teil: Heterocytous genera. In **Süßwasserflora von Mitteleuropa freshwater flora of central Europa**. Berlin: Spektrum Akademischer Verlag, 2013. 1748 p.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Cyanoprocaryota 1. Teil: Chroococcales. In: MOESTRUP, Ø.; CALADO, A. **Süßwasserflora von Mitteleuropa freshwater flora of central Europa**. Berlin: Spektrum Akademischer Verlag, 2008. 548 p.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Cyanoprocaryota 2. Teil/Part 2: Oscillatoriales. In: MOESTRUP, Ø.; CALADO, A. **Süßwasserflora von Mitteleuropa freshwater flora of central Europa**. Berlin: Spektrum Akademischer Verlag, 2007, 759 p.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Cyanoprocaryota 2. teil/ 2nd part: oscillatoriales. In: BÜDEL, B. et al. (Ed.). **Süßwasserflora Von Mitteleuropa 19/2**. Heidelberg: Elsevier/Spektrum, 2005. 759p.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Modern approach to the classification system of Cyanophytes 2 Chroococcales. **Archiv für Hydrobiologie Supplement 73, 2 Algological Studies**, v. 43, p. 247-345, 1986.

KOPF, M. et al. Expression profiling of the bloom-forming cyanobacterium *Nodularia CCY9414* under light and oxidative stress conditions. **The ISME Journal**, v. 9, n. 10, 2139-2159, 2015.

KOZAK, A.; GODYN, R.; DONDAJEWSKA, R. Phytoplankton Composition and Abundance in Restored Maltański Reservoir under the Influence of Physico-Chemical Variables and Zooplankton Grazing Pressure. **PLoS ONE**, v. 10, n. 4, p. e0124738, 2015.

- KRAWCZYK, D.; GONGLEWSKI, N. Determining suspended solids using a spectrophotometer. **Sewage and Industrial Wastes**, v. 31, p. 1159-1164, 1969.
- KRUK, C. et al. Classification schemes for phytoplankton: A local validation of a functional approach to the analysis of species temporal replacement. **Journal of Plankton Research**, v. 24, p. 901-912, 2002.
- KUO, Y. M.; WU, J. T. Phytoplankton dynamics of a subtropical reservoir controlled by the complex interplay among hydrological, abiotic, and biotic variables. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 188, n. 12, p. 689, 2016.
- KURMAYER, R. The toxic cyanobacterium *Nostoc* sp. strain 152 produces highest amounts of microcystin and nostophycin under stress conditions. **Journal Phycology**, v. 47, n. 1, p. 200-220, 2011.
- LAAMANEN, M. J. et al. Diversity of toxic and nontoxic nodularia isolates (cyanobacteria) and filaments from the Baltic Sea. **Applied Environmental Microbiology**, v. 67, n. 10, p. 4638-4647, 2001.
- LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. 235 f. Tese (Doutorado em Ecologia)– Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.
- LAWRENCE, J. F.; NIEDZWIADK, B. Quantitative determination of paralytic shellfish poisoning toxins in shellfish by using prechromatographic oxidation and liquid chromatography with fluorescence detection. **Journal of AOAC International**, v. 84, n. 4, p. 1099-1108, 2001.
- LEE, R. E. **Phycology**. London: Cambridge, 2008.
- LEGENDRE, P.; GALLAGHER, E. D. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. **Oecologia**, v. 129, p. 271-280, 2001.
- LI, X. et al. Effects of rainfall patterns on water quality in a stratified reservoir subject to eutrophication: Implications for management. **Science of the Total Environment**, v. 521-522, p. 27-36, 2015.
- LIMA, A. M. M. et al. Fatores hidrológicos e geológicos associados ao comportamento de bacias hidrográficas urbanas. In: SIMPÓSIO DE GEOLOGIA DA AMAZÔNIA, 13., 2013, **Anais...** Belém: SGAM, 2013. Livro eletrônico.
- LIMA, N. S. et al. Hydrodynamic modeling and morphological analysis of lake Bolonha: a water source in Belém, Pará State, Brazil. **Acta Scientiarum Technology**, v. 35, n. 1, p. 59-67, 2013.
- LIMA, R. C. et al. An Analysis of Total Phosphorus Dispersion in Lake Used As a Municipal Water Supply. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 87, n. 3, p. 1505-1518, 2015.

- LIMA, W. N.; SANTOS, M. T. P. dos. Avaliação geoquímica ambiental de águas residuárias e de matéria orgânica degradada de canais de drenagem urbana (Belém-PA). **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Série Ciências da Terra**, v. 13, p. 3-40, 2001.
- LIRA, G. A. et al. Vertical and temporal variation in phytoplankton assemblages correlated with environmental conditions in the Mundaú reservoir, semi-arid northeastern Brazil. **Brazilian Journal Biology**, v. 74, n. 3, suppl. 1, p. S93-102, 2014.
- LIRA, G. A. S. T.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; MOURA, A. N. Structure and dynamics of phytoplankton community in the Botafogo Reservoir-Pernambuco-Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 52, n. 2, p. 493-501, 2009.
- LIU, X.; LU, X.; CHEN, Y. The effects of temperature and nutrient rations on *Microcystis* blooms in Lake Taihu, China: an 11-year investigation. **Harmful Algae**, v. 10, p. 337-343, 2011.
- MACHADO-DE-LIMA, M. N.; MARTINS, M. D.; BRANCO, L. H. Z. Description of a tropical new species of *Wilmottia* (Oscillatoriales, Cyanobacteria) and considerations about the monophyly of *W. murrayi*. **Phytotaxa**, v. 307, n. 1, p. 43-54, 2017.
- MAINSTONE, C. P.; PARR, W. Phosphorus in rivers: ecology and management. **Science of The Total Environment**, n. 282-283, p. 25-47, 2002.
- MALONE, C. F. S. Diversidade fenotípica, molecular e avaliação do potencial biotecnológico do complexo *Phormidium* (Cyanobacteria) em ambientes aquáticos e terrestres da Mata Atlântica e Pantanal, Brasil. 172 f. Tese (Doutorado em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente)– Instituto de Botânica de São Paulo, São Paulo, 2014.
- MALONE, C. F. S. et al. New genus of Phormidiaceae separated from the traditional heterogenus *Phormidium*. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON PHOTOTROPHIC PROKARYOTES, 14., Porto. **Anais...** Porto: [s.n.], 2012.
- MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona: Ômega, 1983, 1009 p.
- MARQUARDT, J.; PALINSKA, K. A. Genotypic and phenotypic diversity of cyanobacteria assigned to the genus *Phormidium* (Oscillatoriales) from different habitats and geographical sites. **Archives of Microbiology**, v. 187, p. 397-413, 2007.
- MARTINS-DA-SILVA, R. C. V. Família Scenedesmaceae (Chlorophyceae, Chlorococcales) do lago Água Preta, município de Belém, estado do Pará. **Acta Botanica Brasílica**, v. 11, n. 2, p. 135-152, 1997a.
- MARTINS-DA-SILVA, R. C. V. Chlorellaceae (Chlorophyceae, Chlorococcales) do lago Água Preta, município de Belém, estado do Pará. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Botânica**, v. 13, n. 2, p. 113-138, 1997b.
- MARTINS-DA-SILVA, R. C. V. **Chlorophyceae (Algae, Chlorophyta) do lago Água Preta, município de Belém, estado do Pará**. 1994. 134 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas)– Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará, Belém, 1994.

- MARTINS-DA-SILVA, R. C. V. Novas ocorrências de Chlorophyceae (Algae, Chlorophyta) para o estado do Pará. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**, v. 12, n. 1, p. 21-57, 1996.
- MARTINS-DA-SILVA, R. C. V.; BICUDO, C. E. de M. Algas planctônicas (exclusive Diatomaceae) do lago Água Preta, município de Belém, Estado do Pará. In GOMES, J. I. et al., (Org.) **Diversidade e dinâmica biológica da área de Pesquisa ecológica do Guamá (APEG)**. Mocambo: Belém, p. 175-249, 2007.
- MATOS, F. O. et al. Impactos Ambientais Decorrentes do Aterro Sanitário da Região Metropolitana de Belém-Pa: Aplicação de Ferramentas de Melhoria Ambiental. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v. 12, n. 39, p. 1-9, 2011a.
- MATOS, F. O. et al. Influencia da Maré na Dissolução de Poluentes Gerados no Depósito de Resíduos Sólidos da Região Metropolitana de Belém-PA. **Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer**, Goiânia, v. 7, n. 13, p.1-11, 2011b.
- MATOS, J. B. et al. Structure and temporal variation of the phytoplankton of a macrotidal beach from the Amazon coastal zone. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 88, n. 3, p. 1325-1339, 2016.
- MATTA, M. A. S. **Fundamentos hidrogeológicos para a gestão integrada dos recursos hídricos da região de Belém/Ananindeua – Pará, Brasil**. 292 f. Tese (Doutorado em Geologia)– Centro de Geociências, Universidade Federal do Pará, Belém, 2002.
- MCALLISTER, T. G.; WOOD, S. A.; HAWES, I. The rise of toxic benthic Phormidium proliferations: A review of their taxonomy, distribution, toxin content and factors regulating prevalence and increased severity. **Harmful Algae**, v. 55, p. 282-294, 2016.
- MCCUNE, B.; MEFFORD, M. J. **PC-ORD**. Multivariate analysis of ecological data, Vers. 6. Gleneden Beach, OR: MjM Software, 2011.
- MCGREGOR, G. B. **Freshwater Cyanoprokaryota of North-Eastern Australia 1: oscillatoriales**. Canberra: Australian Biological Resources Study, 2007.
- MEES, J. B. R. et al. Removal of organic matter and nutrients from slaughterhouse wastewater by using *Eichhornia crassipes* and evaluation of the generated biomass composting. **Revista Engenharia Agrícola**, v. 29, n. 3, p. 466-473, 2009.
- MELO, N. F. A. C.; PAIVA, R. S.; SILVA, M. M. Considerações ecológicas sobre o zooplâncton do lago Bolonha, Belém, Pará, Brasil. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais**, v. 1, n. 1, p. 115-125, 2006.
- MELO, R. C. N. et al. "Histological approaches for high-quality imaging of zooplanktonic organisms". **Micron**, v. 38, n. 7, pp. 714-721, 2007.
- MELO, S.; HUSZAR, V. L. M. Phytoplankton in an Amazonian flood-plain lake (Lago Batata, Brasil): Diel variation and species strategies. **Journal of Plankton Research**, v. 22, p. 63-76, 2000.

MEREL, S. et al. State of knowledge and concerns on cyanobacterial blooms and cyanotoxins. **Environment International**, v. 59, p. 303-327, 2013.

MILLER, M. A. et al. Evidence for a novel marine harmful algal bloom: cyanotoxin (microcystin) transfer from land to sea otters. **PLoS One**, v. 10, n. 5, p. 1-9, 2010.

MLOUKA, A. et al. The gas vesicle gene cluster from *Microcystis aeruginosa* and DNA rearrangements that lead to loss of cell buoyancy. **Journal of Bacteriology**, v. 186, p. 2355-2365, 2004.

MOHAMED, Z. A. et al. Occurrence of cyanobacteria and microcystin toxins in raw and treated waters of the Nile River, Egypt: implication for water treatment and human health. **Environmental Science and Pollution Research International**, v. 22, n. 15, p. 11716-1127, 2015.

MOLICA, R.; AZEVEDO, S. Ecofisiologia de cianobactérias produtoras de cianotoxinas. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n. 2, p. 229-246, 2009.

MONTEIRO, J. H. P. et al. **Manual de Gerenciamento Integrado de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro: IBAM, 2001.

MONTEIRO, M. D. R. et al. Composição e distribuição do microfitoplâncton do rio Guamá no trecho entre Belém e São Miguel do Guamá, Pará, Brasil. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém**, v. 3, p. 341-351, 2009.

MORALES, G. P. **Avaliação ambiental dos recursos hídricos, solos e sedimentos na área de abrangência do depósito de resíduos sólidos do Aurá**. 2002. 240 f. Tese (Doutorado em Hidrogeoquímica)– Centro de Geociências, Universidade Federal do Pará, Belém, 2002.

MORALES, G. P.; FENZL, N. Environmental impact for ofthe deposit of solid waste of the "Auré" Belém-PA. In: INTERNATIONAL GEOLOGICAL CONGRESS, 31., 2000, **Anais...** Rio de Janeiro: IGC, 2000. Livro eletrônico.

MOREIRA FILHO, H. ; VALENTE-MOREIRA. Avaliação florística e ecológica das diatomáceas (Chrysophyta, Bacillariophyceae) marinhas e estuarinas nos Estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul. **Estudos de Biologia**, v. 25, p. 5-48, 1990.

MOREIRA FILHO, H. et al. Avaliação taxonômica e ecológica das diatomáceas (Chrysophyta - Bacillariophyceae) marinhas e estuarinas nos Estados de Pernambuco, Paraíba, Rio Grande do Norte, Ceará, Piauí, Maranhão, Pará e Amapá, Brasil. **Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco**, v. 27, p. 55-90, 1999.

MORO, I. et al. Polyphasic characterization of a thermo-tolerant filamentous cyanobacterium isolated from the Euganean thermal muds (Padua, Italy). **European Journal of Phycology**, v. 45, p. 143-154, 2010.

MORO, R. S.; FURSTENBERGER, C. B. **Catálogo dos principais parâmetros ecológicos de diatomáceas não-marinhas**. Ponta Grossa: Ed. UEPG, 1997. 282 p.

- MOWE, M. A. D. et al. Tropical cyanobacterial blooms: a review of prevalence, problem taxa, toxins and influencing environmental factors. **Journal of Limnology**, v. 74, n. 2, p. 205, p. 24-224, 2014.
- NABOUT, J. C.; NOGUEIRA, J.; OLIVEIRA, L. G. Phytoplankton community of floodplain lakes of the Araguaia River, Brazil, in the rainy and dry seasons. **Journal of Plankton Research**, v. 28, n. 2, p. 181-193, 2006.
- NARIKAWA, R. et al. Red-shifted red/green-type cyanobacteriochrome AM1_1870g3 from the chlorophyll d-bearing cyanobacterium *Acaryochloris marina*. **Biochemical and Biophysical Research Communications**, v. 461, n. 2, p. 390-395, 2015.
- NASCIMENTO, E. L. **Fatores ambientais reguladores da dinâmica de cianobactérias no reservatório da Usina Hidrelétrica de Samuel, Rondônia (Amazônia Ocidental, Brasil)**. 2012. 166 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas)– Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.
- NEILAN, B. A. et al. Environmental conditions that influence toxin biosynthesis in cyanobacteria. **Environmental Microbiology**, v. 15, n. 5, p. 1239-1253, 2013.
- NOBLES, D. R.; ROMANOVIEZ, D. K.; HROWN, R. M. Cellulose in cyanobacteria origin of plant cellulose synthase?. **Plant physiology**, v. 127, n. 2, p. 529-542, 2001.
- O'BRIEN, M. N. **Análise bacteriológica das águas do igarapé do Tucunduba do município de Belém – Pará**. 2002. 41 f. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso de Graduação)– Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará, Belém, 2002.
- O'NEIL, J. M. et al. The rise of harmful cyanobacteria blooms: the potential roles of eutrophication and climate change. **Harmful Algae**, v. 14, p. 313-334, 2012.
- OLIVEIRA, F. H. P. C. et al. Seasonal changes of water quality in a tropical shallow and eutrophic reservoir in the metropolitan region of Recife (Pernambuco-Brazil). **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 86, n. 4, p. 1863-1872. 2014.
- OLIVEIRA, R. S. et al. Sanitary quality of the public groundwater supply for the municipality of Belém in Northern Brazil. **Cadernos Saúde Coletiva**, v. 21, n. 4, p. 377-383, 2013.
- OLIVER, R. L., GANF, G. G. Freshwater blooms. In: WHITTON, B. A., POTTS, M. (Ed.). **The Ecology of Cyanobacteria**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers NL, 2000. p. 149-194.
- ORR, P. T.; JONES, G. J.; DOUGLAS, G. B. Response of cultured *Microcystis aeruginosa* from the Swan River, Australia, to elevated salt concentration and consequences for bloom and toxin management in estuaries. **Marine and Freshwater Research**, v. 55, p. 277-283, 2004.
- OTERO, A.; VINCENZINI, M. *Nostoc* (cyanophyceae) goes nude: extracellular polysarsh rides several a sink for reducing power under unhi anced C/N metabolism. **Journal of Phycology**, v. 40, p. 74-81, 2004.

PADISÁK, J.; CROSSETTI, L. O.; NASELLI-FLORES, L. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. **Hydrobiologia**, v. 621, n. 1, p. 1-19, 2009.

PAERL, H. The cyanobacterial nitrogen fixation paradox in natural waters. **F1000Research**, v. 6, p. 244-250, 2017.

PAERL, H. W. Mitigating harmful cyanobacterial blooms in a human- and climatically-impacted world. **Life (Basel)**, v. 4, n. 4. p. 998-1012, 2014.

PAERL, H. W. Nutrient and other environmental controls of harmful cyanobacterial blooms along the freshwater-marine continuum. **Advances in Experimental Medicine and Biology**, v. 619, p. 216-241, 2008.

PAERL, H. W., PAUL V. J. Climate change: Links to global expansion of harmful cyanobacteria. **Water Research**, v. 46, n. 5, p. 1349-1363, 2012.

PAERL, H. W.; HALL, N. S.; CALANDRINO, E. S. Controlling harmful cyanobacterial blooms in a world experiencing anthropogenic and climatic-induced change. **Science of the Total Environment**, v. 409, n. 10, p. 1739-1745, 2011.

PAERL, H. W.; HUISMAN, J. Blooms like it hot. **Science**, v. 320, n. 5872, p. 57-58, 2008.

PAERL, H. W.; HUISMAN, J. Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. **Environmental Microbiology Reports**, v. 1, n. 1, p. 27-37, 2009.

PAIVA, R. S. et al. Ecological considerations on the phytoplankton from Guajará Bay and from the Guam River estuary in Pará, Brazil. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais**, v. 1, n. 2, p. 133-146, 2006.

PAIVA, R. S. et al. A ocupação urbana como fonte poluidora dos corpos d'água na região amazônica: estudo de caso: composição e biomassa primária da foz do igarapé Tucunduba (Belém-Pará). In: UHLY, S.; SOUZA, E. L. (Ed.). **A questão da água na grande Belém**. 1ed. Belém: UFPA - Casa de Estudos Germânicos: Belém, p. 231-247. 2004.

PANTOJA, M; A; L. et al. Detection of channels and rivers impacted by illegal dumping of effluent in the city of Belém. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CARTOGRAFIA, 25., 2013. **Anais...**Curitiba: CBC, 2011. Livro eletrônico.

PAPINEAU, D. et al. Composition and structure of microbial communities from stromatolites of Hamelin Pool in Shark Bay, wertern Australia. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 71, n. 8, p. 4822-4832, 2005.

PARÁ. Decreto n 1.551, de 3 de maio de 1993. **Diário Oficial [do] Estado do Pará**, Belém, PA, 4 maio. 1993b. Disponível em: <http://www.sectam.pa.gov.br/decretos_detalle.php?iddecreto=5>. Acesso em: 15 mar. 2013.

PARÁ. Decreto n 1.552, de 3 de maio de 1993. **Diário Oficial [do] Estado do Pará**, Belém, PA, 4 maio. 1993a. Disponível em: <http://www.sectam.pa.gov.br/decretos_detalle.php?iddecreto=5>. Acesso em: 15 mar. 2013.

PARÁ. **Estatística municipal Belém**. Belém: PMB, 2014.

PARSONS, T. R.; STRICKLAND, J. D. H. Discussion of spectrophotometric determination of marine plankton pigments with revised equations of ascertaining chlorophyll a and carotenoids. **Journal of Marine Research**, v. 21, n. 3, p. 155-163, 1963.

PASSARINHO, K. N.; LOPES, M. R. N.; TRAIN, S. Diel responses of phytoplankton of an Amazon floodplain lake at the two main hydrological phases. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 25, n. 4, p. 361-374, 2013.

PEARSON, L. et al. On the chemistry, toxicology and genetics of the cyanobacterial toxins, microcystin, nodularin, saxitoxin and cylindrospermopsin. **Marine Drugs**, v. 8, n. 5, p. 1650-1680, 2010.

PEPERZAK, L. Climate change and harmful algal blooms in the North Sea. **Acta Oecologica**, v. 24, n. 1, 139-144, 2003.

PETRUCIO, M. M.; ESTEVES, F. A. Influence of photoperiod on the uptake of nitrogen and phosphorus in the water by *Eichhornia crassipes* and *Salvinia auriculata*. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 60, n. 3, p. 373-379, 2000.

PINHASSI, J. et al. Changes in bacterioplankton composition under different phytoplankton regimens. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 70, n. 11, p. 6753-6766, 2004.

PINTO-COELHO, R. M.; HAVENS, K. **Gestão de Recursos Hídricos em Tempos de Crise**. Porto Alegre: Artmed, 2016. 240 p.

PIRES, N. L. et al. Impacts of the urbanization process on water quality of Brazilian savanna rivers: the case of Preto River in Formosa, Goiás State, Brazil. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 12, n. 9, p. 10671-10686, 2015.

POBEL, D., ROBIN, J., HUMBERT, J. F. Influence of sampling strategies on the monitoring of cyanobacteria in shallow lakes: lessons from a case study in France. **Water Research**, v. 45, n. 3, p. 1005-1014, 2014

POMPÊO, M. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 406-424, 2008.

PONTE, J. P. X.; BRANDÃO, A. J. D. N. Subsídios urbanísticos para um plano metropolitano de drenagem urbana, região metropolitana de Belém, Pará. In: ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO NACIONAL DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO EM ARQUITETURA E URBANISMO ARQUITETURA, CIDADE E PROJETO: UMA CONSTRUÇÃO COLETIVA, 3., **Anais...** São Paulo: ENANPARQ, 2014.

PONTES, L. C. et al. Dinâmica das áreas de várzea do município de Belém/PA e a influência da precipitação pluviométrica na formação de pontos alagamentos. **Cadernos de Geografia**, v. 27, n. 49, p. 285-303, 2017.

- POOS, M. S.; JACKSON, D. A. Addressing the removal of rare species in multivariate bioassessments: The impact of methodological choices. **Ecological Indicators**, v. 18, p. 82-90, 2012.
- QI, Y. et al. Seven new microcystin variants discovered from a native *Microcystis aeruginosa* strain-unambiguous assignment of product ions by tandem mass spectrometry. **Rapid Communications Mass Spectrometry**, v. 30, n. 29, p. 220-224, 2015.
- QUI, B., GAO, K. Effects of CO₂ enrichment on the bloom-forming cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* (Cyanophyceae): physiological responses and relationships with the availability of dissolved inorganic carbon. **Journal of Phycology**, v. 38, p. 721-729, 2002.
- R CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>>. Acesso em: 20 maio 2017.
- RASTOGI, R. P.; INCHAROENSAKDI, A.; MADAMWAR, D. Responses of a rice-field cyanobacterium *Anabaena siamensis* TISTR-8012 upon exposure to PAR and UV radiation. **Journal of Plant Physiology**, v. 171, n. 16, p. 1545-1553, 2015.
- REYNOLDS, C. S. **Ecology of Phytoplankton**. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 2006. 535 p.
- REYNOLDS, C. S. et al. Towards classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research**, v. 24, n. 5, p. 417-428, 2002.
- RIBEIRO, K. T. S. **Qualidade sanitária da água em área de influência de duas bacias hidrográficas e saúde humana em Belém– Pará**. 2002. 280 f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Sócio-Ambiental)– Núcleo de Altos Estudos Amazônicos, Universidade Federal do Pará, Belém, 2002.
- RIPPKA, R. Isolation and purification of Cyanobacteria. In: PACHER, L.; GLAZER, A. N. (Ed.). *Cyanobacteria methods in enzymology*. **Blackwell**, v. 167, p. 3-27, 1979.
- ROCHA NETO, O. D.; SILVA, B. M.; PAIVA, R. S. Variação dos parâmetros físico-químicos, composição e biomassa fitoplanctônica em uma estação fixa na Foz do Rio Guamá, Belém, Pará-Brasil. **Boletim Técnico Científico do Cepnor**, v. 16, n. 1, p. 19-28, 2016.
- RODRIGUES, J. E. C. et al. **Atlas Ambiental do Município de Belém**. Belém, 2012. Relatório Final. IFCH/FGC.
- ROUND, F. E.; CRAWFORD, R. M.; MANN D. G. **Diatoms: Biology and Morphology of the Genera**. 5. ed. Cambridge: Cambridge University Press, 2007. 760 p.
- SÁ, L. L. C. et al. Ocorrência de uma Floração de Cianobactérias Tóxicas na Margem direita do Rio Tapajós, no Município de Santarém (Pará, Brasil). **Revista Pan-Amazônica de Saúde**, v. 1, p. 159-166, 2010.
- SADAVA, D. et al. **Vida: a ciência da Biologia**. Porto Alegre: Artmed, 2009.

SAGERT, S. et al. Development of a phytoplankton indicator system for the ecological assessment of brackish coastal waters (German Baltic Sea coast). **Hydrobiologia**, v. 611, p. 91-103, 2008.

SANT'ANNA, C. L. et al. **Manual Ilustrado para Identificação e Contagem de Cianobactérias Planctônicas de Águas Continentais Brasileiras**. Rio de Janeiro: Interciência. Sociedade Brasileira de Ficologia- SBFic, 2006. 58 p.

SANTIAGO, A. V. et al. Variabilidade e intensidade das chuvas em Belém-Pa. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE AGROMETEOROLOGIA, 27., Guarapari, ES, **Anais...** Guarapari: SBA, 2011.

SANTOS, F. M. C.; BOINA, W. L. O. Bioindicadores: utilização de macrófitas aquáticas para avaliação de ambientes lacustres. **Colloquium Vitae**, v. 9, n. 1, p. 23-27, 2017.

SANTOS, L. S. et al. Geotecnologia aplicada na análise de bacias hidrográficas e rede de drenagem: estudo das bacias hidrográficas do Murucutu e Aurá, Belém, Pará. **Revista Sodebras**, v. 11, n. 124, 2016.

SANTOS, M. L. S. et al. Hydrodynamic modeling of a reservoir used to supply water to Belem (Lake Agua Preta, Para, Brazil). **Technology Acta Scientarium**, v. 37, n. 3, p. 353-359, 2015.

SANTOS, M. L. S. V. et al. Influência da expansão urbana na qualidade da água em reservatório da região Amazônica (Belém, Pará). **Boletim Técnico Científico do CEPNOR**, v. 13, n. 1, p. 15-22, 2013.

SANTOS, V. C. P. Aurá de Gentes, Lixo e Água: Ação Pública e Racionalidades em confronto em Belém (Pa). **Revista de Direito da Cidade**, v. 6, n. 1, p. 65-89, 2014.

SARAIVA, A. L. L. **Análise dos impactos da dinâmica de nutrientes e sólidos sobre a qualidade do ambiente lântico usado para abastecimento de comunidades amazônicas**. 2012, 144 f. Tese (Engenharia de recursos naturais da Amazônia) – Instituto de Tecnologia, Universidade Federal Pará, Belém, 2012.

SCHEMBRI, M.; NEILAN, B.; SAINT, C. Identification of genes implicated in toxin production in the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*. **Environmental Toxicology**, v. 16, p. 413-421, 2001.

SCHINDLER, D. W. Recent advances in the understanding and management of eutrophication. **Limnology and Oceanography**, v. 51, p. 356-363, 2006.

SCHOPF, J. W. The paleobiological Record of photosynthesis. **Photosynthesis Research**, v. 107, n. 1, p. 87-101, 2011.

SCIUTO, K. et al. Polyphasic approach and typification of selected *Phormidium* strains (Cyanobacteria). **Cladistics**, v. 28, p. 357-374, 2012.

SECRETARIA DE MEIO AMBIENTE E SUSTENTABILIDADE DO ESTADO DO PARÁ (SEMA). **Revisão do plano de manejo do Parque Estadual do Utinga**. Belém: Sema, Imazon, 2013. 378 p.

SHAPIRO, J. Current beliefs regarding dominance by blue greens: the case for the importance of CO₂ and pH. **Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie**, v. 24, p. 38-54, 1990.

SIEROSLAWSKA, A.; RYMUSZKA, A.; ADASZEK, Ł. Effects of cylindrospermopsin on the phagocytic cells of the common carp (*Cyprinus carpio* L.). **Journal of Applied Toxicology**, v. 35, n. 11, p. 1406-1414, 2015.

SILVA, D. F. **Utilização de indicadores biológicos na avaliação da qualidade da água da baía do Guajará e do rio Guamá (Belém-Pará)**. 2006. 72 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal)– Universidade Federal do Pará, Belém, 2006.

SILVA, I. G.; MOURA, A. N.; DANTAS, E. W. Phytoplankton community of Reis Lake in the Brazilian Amazon. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 85, n. 2, p. 649-663, 2013.

SILVA, L. M.; MORALES, G. P.; LIMA, A. M. M. de. Avaliação da qualidade das águas superficiais dos Mananciais do Utinga e dos rios Guamá e Aurá, Belém, Pará. **Enciclopédia Biosfera-Centro Científico Conhecer**, v. 10, n. 18, p. 3161-3179, 2014.

SILVA, S. C. F. **Ecotoxicologia de cianobactérias no canal principal do Baixo Rio Tapajós, Santarém, Pará, Amazônia, Brasil**. – Santarém. 2012. 93 f. Dissertação (Pós Graduação em Recursos Naturais da Amazônia)– Universidade Federal do Pará, Belém, 2012.

SINANG, S. C. et al. Preliminary Assessment of Cyanobacteria Diversity and Toxic Potential in Ten Freshwater Lakes in Selangor, Malaysia. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 95, n. 4, p. 542-547, 2015.

SINHA, R. et al. Increased incidence of *Cylindrospermopsis raciborskii* in temperate zones: is climate change responsible? **Water Research**, v. 46, n. 5, p. 1408-1419, 2012.

SIOLI, H. **Amazônia: fundamentos da ecologia da maior região de florestas tropicais**. Petrópolis: Vozes, 1985.

SIOLI, H. Das Wasser in Amazonasgebiet. **Forschung Fortschritt**, v. 26, p. 274-280, 1950.

SIQUEIRA, G. W.; APRILE, F. Avaliação de risco ambiental por contaminação metálica e material orgânico em sedimentos da bacia do Rio Aurá, Região Metropolitana de Belém – PA. **Acta Amazonica**, v. 43, n. 1, p. 51-62, 2014.

SOARES, R. M. Toxicologia de cianotoxinas: microcistinas as estrelas do tema. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n. 2, p. 259-271, 2009.

SODRÉ, S. S. V. **Hidroquímica dos Lagos Bolonha e Água Preta, Mananciais de Belém - Pará**. 114 f. 2007. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais)– Instituto de Geociências, Universidade Federal do Pará, Belém, 2007.

SOLDATELLI, V. F.; SCHWARZBOLD, A. Comunidade fitoplanctônica em lagoas de maturação, Caxias do Sul, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia. Série Botânica**, Porto Alegre, v. 65, n. 1, p. 75-86, 2010.

SOULE, T.; SHIPE, D.; LOTHAMER, J. Extracellular polysaccharide production in a Scytonemin deficient mutant of *Nostoc punctiforme* under UVA and oxidative stress. **Current Microbiol**, v. 73, n. 4, p. 455-462, 2016.

SOUSA, E. B. et al. Dinâmica Sazonal do Fitoplâncton do Parque Estadual do Charapucu (Afuá, Arquipélago do Marajó, Pará, Brasil). **Biota Amazônia**, v. 5, p. 34-41, 2015

SOUSA, E. B. de et al. Microfitoplâncton de águas costeiras amazônicas: Ilha Canela (Bragança, PA, Brasil). **Acta Botanica Brasílica**, v. 22, p. 626-636, 2008.

SOUSA, E. B. et al. Variação temporal do fitoplâncton e dos parâmetros hidrológicos da zona de arrebentação da Ilha Canela (Bragança, Pará, Brasil). **Acta Botanica Brasílica**, v. 23, p. 1084-1095, 2009.

SOUSA, E. B. et al. Monitoramento de Cianobactérias nos Reservatórios de Abastecimento de Belém: Entendendo os Riscos. In ALFARO, A. T. S.; TROJAN, D. G. (Org.). **Ciências ambientais e o desenvolvimento sustentável na Amazônia**. Curitiba: Atena, 2017. p. 95-105.

SOUSA, E. B. **Ecologia e taxonomia das diatomáceas (Bacillariophyta)**: potencial bioindicador da qualidade da água do Lago Água Preta, Belém, Pará, Brasil. 2009. 114 f. Monografia (Especialização em Gestão Ambiental)– Núcleo de Meio Ambiente, Universidade Federal do Pará, Belém, 2009.

SOUSA, E. B. et al. Microfitoplâncton de águas costeiras amazônicas: Ilha Canela (Bragança, PA, Brasil). **Acta Botanica Brasílica**, v. 22, n. 3, p. 626-636, 2008.

SOUZA, M. B. G. et al. The role of atelomixis in phytoplankton assemblages' replacement in Dom Helvécio Lake, South-East Brazil. **Hydrobiologia**, v. 607, n. 1, p. 211-224, 2008.

STEFANELLI, M. et al. Survival, growth and toxicity of *Microcystis aeruginosa* PCC 7806 in experimental conditions mimicking some features of the human gastro-intestinal environment. **Chemico-Biological Interactions**, v. 215, p. 54-61, 2014.

TAVARES, M. D. R. M. **Estrutura da comunidade microfitoplanctônica da área de influência da UHE de Tucuruí-Pará**. 55 f. 2011. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aquática e Pesca)– Universidade Federal do Pará, Belém, 2011.

TEIXEIRA, M. G. et al. Gastroenteritis epidemic in the area of the Itaparica dam, Bahia, Brazil. **Bulletin of the Pan American Health Organization**, v. 27, p. 244-253, 1993.

TER BRAAK, C. J. F.; MILAUER, P. S. **Canoco**: reference manual and user's guide to Canoco for Windows Software for Canonical Community Ordination, Vers 4.5. Ithaca, NY: Microcomputer Power, 2002.

THORNTON, K. E.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. **Reservoir Limnology**: ecological perspectives. New York: John Wiley and Sons, 1990. 246 p.

TIAN, W. et al. Phytoplankton Diversity Effects on Community Biomass and Stability along Nutrient Gradients in a Eutrophic Lake. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 14, n. 1, 2017.

TONK, I. Salt tolerance of the harmful cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 46, p. 117-123, 2007.

TREMARIN, P. I. et al. *Aulacoseira calypsi* sp. nov. (Coscinodiscophyceae) from an Amazonian lake, northern Brazil. **Phycological Research**, v. 61, n. 4, p. 292-298, 2013.

TRINDADE, F. Foto do Lago Água Preta. Disponível em: <<http://www.skyscrapercity.com/showthread.php?p=66079731>> Acesso em: 7 jul. 2015.

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI**: enfrentando a escassez. 2. ed. São Carlos: Rima, 2005.

TUNDISI, J. G. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p. 7-16, 2008.

TURNER, P. C. et al. Pneumonia associated with cyanobacteria. **British Medical Journal**, v. 300, n. 1440-1441, 1990.

TURNER, S. Molecular systematics of oxygenic photosynthetic bacteria. **Plant Systematics and Evolution**, v. 11, p. 13-52, 1990.

TURRELL, E. A., LACAZE, J. S.; STOBO, L. Determination of paralytic shellfish poisoning (PSP) toxins in UK shellfish. **Harmful Algae**, v. 6, p. 438-448, 2007.

UENO, Y. et al. Detection of microcystins, a blue-green algal hepatotoxin, in drinking water sampled in Haimen and Fusui, endemic areas of primary liver cancer in China, by highly sensitive immunoassay. **Carcinogenesis**, v. 17, n. 6, p. 1317-1321, 1996.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Method 200.7**: Determinations of Metals and trace elements in water and wastewater by inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry. [S.l.]: USEPA, 2007. 58 p.

UTERMÖHL, H. Zur vervollkommung der quantitativen phytoplankton-Methodik. **Mitteilungen Internationale Vereinigung fuer Theoretische und Angewandte Limnologie**, v. 9, p. 1-38, 1958.

VAN DEN HOEK, C.; MANN, D. G.; JAHNS, H. M. **Algae**: an introduction to phycology. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. 627p.

VASCONCELOS, V. M. M.; SOUZA, C. F. Caracterização dos parâmetros de qualidade da água do manancial Utinga, Belém, PA, Brasil. **Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 6, n. 2, p. 305-324, 2011.

VAZ, M. G. M. V. et al. Pantanalinema gen. nov. and Alkalinema gen. nov.: novel pseudanabaenacean genera (Cyanobacteria) isolated from saline–alkaline lakes. **International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology**. Bethesda, p. 298-308. 2015.

VICHI, S. et al, Contamination by Microcystis and microcystins of blue-green algae food supplements (BGAS) on the Italian market and possible risk for the exposed population. **Food Chemical Toxicology**, v. 50, n. 12, p. 4493-4499, 2012.

VIDAL, T. F.; CAMPELO NETO, J. Dinâmica de nitrogênio e fósforo em reservatório na região semiárida utilizando balanço de massa. **AGRIAMB**, v. 18, p. 402-407, 2014.

VIEIRA, J. M. S. **Toxicidade de cianobactérias e concentração de microcistinas em uma represa de abastecimento público da Região Amazônica do Brasil**. 2002. 148 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas)– Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

VIEIRA, J. M. S. et al. 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.

VIEIRA, J. M. S. et al. Microcystin production by *Radiocystis fernandoi* (Chroococcales, Cyanobacteria) isolated from a drinking water reservoir in the city of Belém, PA, Brazilian Amazonia region. **Toxicon**, v. 42, n. 7, p. 709-713, 2003.

VILHENA, M. P. S. P. et al. Chemical composition of phytoplankton from the estuaries of Eastern Amazonia. **Acta Amazonica**, v. 44, p. 513-526, 2014.

WAGNER, C.; ADRIAN, R. Cyanobacteria dominance: quantifying the effects of climate change. **Limnology and Oceanography**, v. 54, p. 2460-2468, 2009.

WALSBY, A. E., HAYES, P. K. BOJE, R. The gas vesicles, buoyancy and vertical distribution of cyanobacteria in the Baltic Sea. **European Journal of Phycology**, n. 30, p. 87-94, 1995.

WANG, J.; SALATA J. J.; BENNETT, P. B. Saxitoxin is a gating modifier of HERG K⁺ channels. **The Journal of General Physiology**, v. 121, n. 6, p. 583-598, 2003.

WEBSTER, I. T. Effect of wind on the distribution of phytoplankton cells in lakes. **Limnology and oceanography**, n. 5, v. 35. p. 989-1001, 1990.

WERNER, V. R. et al. **Cyanophyceae in Lista de Espécies da Flora do Brasil**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2013. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/floradobrasil/FB98990>>. Acesso em: 11 jan. 2015.

WERNER, V. R. et al. Morphological and molecular studies of *Sphaerospermopsis torques-reginae* (Cyanobacteria, Nostocales) from South American water blooms. **Phycologia**, v. 51, n. 2, p. 228, 2012.

WIESE, M. et al. Neurotoxic alkaloids: Saxitoxin and its analogs. **Marine Drugs**, v. 8, p. 2185-2211. 2010.

WINSTON, G. **Freshwater Algal Toxins: Implications for Physicians, Public Health Officials and Researchers** Joint American-Israeli Medical Toxicology Conference American College of Medical Toxicology and the Israel Society of Toxicology Rambam Medical Center, Haifa, Israel. November 16-17, 2010. Disponível em: <http://www.acmt.net/2010_Joint_American_Israeli_Conference_-_Syllabus.html>. Acesso em: 15 jul. 2015.

WOOD, S. A. et al. Identification of a benthic microcystin-producing filamentous cyanobacterium (Oscillatoriales) associated with a dog poisoning in New Zealand. **Toxicon**, v. 55, n. 4, p. 897-903, 2010.

WOOD, S. A. et al. Recent invader or indicator of environmental change? A phylogenetic and ecological study of *Cylindrospermopsis raciborskii* in New Zealand. **Harmful Algae**, v. 39, p. 64-74, 2014.

WORMER, L. et al. Cylindrospermopsin is not degraded by co-occurring natural bacterial communities during a 40-day study. **Harmful Algae**, v. 7, p. 206-213, 2008.

XU, B. Y. et al. Structure of the gas vesicle protein GvpF from the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. **Acta Crystallographica Section D Biological Crystallography**, v. 70, n. 11, p. 3013-3022, 2014.

YAN, X. et al. Climate warming and cyanobacteria blooms: Looks at their relationships from a new perspective. **Water Research**, v. 125, p. 449-457, 2017.

YANG, W. et al. Temporal variations in a phytoplankton community in a subtropical reservoir: An interplay of extrinsic and intrinsic community effects. **Science of the Total Environment**, v. 612, p. 720-727, 2017a.

YANG, J. R. et al. Disturbance-induced phytoplankton regime shifts and recovery of cyanobacteria dominance in two subtropical reservoirs. **Water Research**, v. 1, n. 120, p. 52-63, 2017b.

YANG, X. et al. Mechanisms and assessment of water eutrophication. **Journal of Zhejiang University Science B**, v. 9, n. 3, p. 197-209, 2008.

YUNES, J. S. et al. Cyanobacterial neurotoxins from Southern Brazilian Freshwaters. **Comments on Toxicology**, v. 9, p. 103-115, 2003.

YUNES, J. S. Florações de *Microcystis* na Lagoa dos Patos e o seu Estuário: 20 Anos de Estudos. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, p. 313-318, 2009.

ZAR, J. H. **Bioestatistical analysis**. New Jersey: Prentice Hall, 1999.

ZHANG, F. et al. Cyanobacteria blooms and non-alcoholic liver disease: evidence from a county level ecological study in the United States. **Environmental Health**, v. 7, n. 1, p. 41, 2015.

ZHANG, Y, S. et al. Correlation analysis among characters of gas vesicle in *Microcystis* strains. **Huanjing Ke Xue, Chinese Journal of Environmental Science**, v. 32, n. 8, p. 2273-2278, 2011.