



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO OESTE DO PARÁ  
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO E INOVAÇÃO  
TECNOLÓGICA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO SOCIEDADE NATUREZA E  
DESENVOLVIMENTO**

**SÂMEA CIBELE FREITAS DA SILVA**

**VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DE CIANOBACTÉRIAS NO BAIXO RIO  
TAPAJÓS, PARÁ, BRASIL**

**SANTARÉM-PA  
2020**

**SÂMEA CIBELE FREITAS DA SILVA**

**VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DE CIANOBACTÉRIAS NO BAIXO RIO  
TAPAJÓS, PARÁ, BRASIL**

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Sociedade Natureza e Desenvolvimento da Universidade Federal do Oeste do Pará - UFOPA como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutora em Ciências. Área de concentração: Ciências Ambientais; Linha de pesquisa: Impactos ambientais e sociais das mudanças do uso da terra na Amazônia.

Orientador: Dr. Sérgio Melo

**SANTARÉM-PA  
2020**

**Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)**  
**Sistema Integrado de Bibliotecas – SIBI/UFOPA**

---

S586v Silva, Sâmea Cibele Freitas da Silva  
Variação espaço-temporal de cianobactérias no Baixo Rio Tapajós, Pará, Brasil. /  
Sâmea Cibele Freitas da Silva – Santarém, 2020.  
94p. : il.  
Inclui bibliografias.

Orientador: Sérgio Melo  
Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Oeste do Pará, Pró-reitoria de Pesquisa,  
Pós Graduação e Inovação Tecnológica, Programa de Pós-Graduação em Sociedade, Na-  
tureza e Desenvolvimento.

1. Amazônia. 2. Ambientes lóticos. 3. Água clara. 4. Ciclo pluviométrico. 5. Quali-  
dade da água. 6. Cianobactéria. 7. Fitoplâncton I. Melo, Sérgio, *orient.* II. Título.

CDD: 23 ed.579.39098115



Universidade Federal do Oeste do Pará

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO DOUTORADO EM SOCIEDADE NATUREZA E DESENVOLVIMENTO**

ATA Nº 50

Ao décimo primeiro dia do mês de agosto do ano de dois mil e vinte, às oito horas e trinta minutos, via sistema de videoconferência, realizou-se a SESSÃO PÚBLICA de defesa da Tese de Doutorado em Ciências Ambientais área de concentração SOCIEDADE, NATUREZA E DESENVOLVIMENTO, linha de pesquisa RECURSOS NATURAIS, BIODIVERSIDADE E BIOPROSPECÇÃO NA AMAZÔNIA, intitulada CIANOBACTÉRIAS NO BAIXO RIO TAPAJÓS, AMAZÔNIA, BRASIL, da discente SÂMÉA CIBELE FREITAS DA SILVA, orientada pelo Prof. Dr. SERGIO DE MELO. A Banca Examinadora e Julgadora, aprovada e homologada pelo Colegiado, constituiu-se dos seguintes professores doutores, mediante participação remota: PRESIDENTE: SERGIO DE MELO (PPGSND/UFOPA) ORIENTADOR; TITULAR 1: JOAO RICARDO VASCONCELLOS GAMA (PPGSND/UFOPA); TITULAR 2: JOSE MAX BARBOSA DE OLIVEIRA JUNIOR (PPGSND/UFOPA); TITULAR 3: DAVIA MARCIANA TALGATTI (ICTA/UFOPA); TITULAR 4: LUCINEWTON SILVA DE MOURA (ICTA/UFOPA); TITULAR 5: MAXWELL BARBOSA DE SANTANA (PPGBIO/UFOPA). Em conformidade com o Regimento Interno do Programa, o Presidente da Banca Prof. Dr. SERGIO DE MELO, abriu a sessão, passando a palavra à discente, que fez a exposição do trabalho, seguido da arguição de todos os membros da Banca. Finda a arguição, a Banca Examinadora e Julgadora se reuniu, sem a presença da doutoranda, deliberando pelo seguinte parecer: ( X ) aprovada; ( ) sujeita à reformulação; ( ) reprovada, seguindo o prazo definido no Regimento do Programa. Nada mais havendo por constar, lavrou-se e fez-se a leitura da presente ata que segue assinada pelos membros da Banca Examinadora e Julgadora, Presidente da Banca e Doutoranda. Santarém (PA), décimo primeiro dia do mês de agosto do ano de dois mil e vinte, às doze horas.

**Dra. DAVIA MARCIANA TALGATTI, UFOPA**  
Examinadora Externa ao Programa

**Dr. LUCINEWTON SILVA DE MOURA, UFOPA**  
Examinador Externo ao Programa

**Dr. MAXWELL BARBOSA DE SANTANA, UFOPA**  
Examinador Externo ao Programa

**Dr. JOAO RICARDO VASCONCELLOS GAMA, UFOPA**  
Examinador Interno

**Dr. JOSE MAX BARBOSA DE OLIVEIRA JUNIOR, UFOPA**  
Examinador Interno

*Sergio de Melo*  
**Dr. SERGIO DE MELO, UFOPA**  
Presidente

*Sâméa Cibele Freitas da Silva*  
**SÂMÉA CIBELE FREITAS DA SILVA**  
Doutorando

## AGRADECIMENTOS

Atingir a linha de chegada e concluir um trabalho dessa importância, teve como base muito esforço e dedicação. O desenvolvimento desta jornada épica só foi possível graças ao apoio de pessoas que, direta ou indiretamente, estiveram presentes nesta trajetória. Agradeço especialmente a todos que acreditaram no meu trabalho.

Eu agradeço a Deus pela oportunidade de estar viva, na minha pele, vivendo a experiência indescritível que é a minha trajetória no multiverso, com a minha família, junto às pessoas significativas para mim. Por poder fazer ciência, e ver o olho brilhar, ao contribuir para a construção e comunicação do conhecimento científico.

Aos meus pais Fernando F. Silva e Lene Maria do Socorro F. Silva, ao meu irmãozinho Fernando F. Silva Júnior, à minha cunhada Aparecida Silva e ao bebê Silva, que está a caminho, e já faz o nosso coração vibrar de alegria. Eu não tenho palavras para descrever o quanto sou grata a vocês por todo o carinho e suporte a mim oferecidos durante toda a minha vida, família.

À Universidade Federal do Oeste do Pará pela infra-estrutura oferecida para as atividades acadêmicas. À FAPESPA pela concessão da bolsa de doutorado.

Agradeço ao professor Dr. Sergio Melo, meu mentor científico. Pela confiança, paciência, firmeza e colaboração ao partilhar a sua experiência e expertise comigo. Por responder aos meus e-mails e mensagens, pelo respeito demonstrado através da sua pontualidade britânica em nossas reuniões de orientação. Por me incentivar a fortalecer minhas características naturais de resiliência, autonomia e criatividade, indispensáveis para uma doutora. Obrigada pela importante orientação durante a realização deste projeto de vida. Não posso esquecer de agradecer ao jovem João Pedro Melo, por me ajudar a desbravar o campo na coleta piloto.

Ao professor Dr. José Reinaldo Pacheco Peleja pelo suporte oferecido ao conceder acesso aos recursos laboratoriais para a realização das análises. E, por investir nesta jovem cientista em formação, treinando-me pessoalmente, no campo e na bancada, durante a minha iniciação científica e durante o mestrado, juntamente com o prof. Dr. Sérgio Melo.

Desde a iniciação científica, foram anos de treinamento, estudos e experiência: na supervisão e controle de qualidade de análises laboratoriais; liderança e gestão de equipes de trabalho; logística de campo; ministrar aulas práticas de campo e laboratório, ministrar mini-cursos e palestras; escrever relatórios técnicos; realizar consultorias ambientais; participar de

projetos de extensão universitária; missão e expedições científicas, com direito a expedição científica internacional; desenvolver habilidades de assistente administrativo; curadoria de artigos científicos; participar de banca examinadora de trabalhos em eventos científicos; orientar projetos acadêmicos e ofertar consultoria acadêmica. Sem contar no bônus da formação em “professor Pardal/MacGyver” e no desenvolvimento intensivo de competências e habilidades socioemocionais. Como esses anos foram desafiadores e repletos de aprendizados. Obrigada, mestres!

À equipe do Laboratório de Biologia Ambiental-UFOPA pelo apoio. As parceiras de coleta, de bancada e da vida, Engenheira Química Flávia Cristina Carvalho de Lima e Camila Viana pelo importante apoio no trabalho de campo e de laboratório e pelo registro fotográfico do campo, juntamente com o sr. Livaldo Santos.

À professora Dra. Andreia Pereira por viabilizar o acesso ao laboratório e às bibliografias, pela atenção e respeito. Ao Laboratório de Recepção de Amostras/Fitoplâncton-UFOPA pela infra-estrutura oferecida para as análises do fitoplâncton.

Ao professor Dr. Luis Gustavo de Castro Canani e professora Dra. Davia Marciana Talgatti pelas palavras de sabedoria, oportunidades de participar de projetos de extensão, palestras, congressos, incentivos e compartilhamento de ferramentas para o estudo do fitoplâncton, entre os intervalos do café e orientação dos seus orientandos no laboratório. Guardo cada cena dessas no coração.

Às colegas de laboratório Astrid Oliveira, Alice Nunes, Ana Lívia Oliveira, Gabriele Vidal, Jannah Thalys, Raieli Liberal e Thainá Cruz pela parceria científica e pelos momentos de descontração. Em especial, a Jael Saray Coelho, a qual teve toda a paciência do mundo para me ajudar no processo de reambientação ao meu habitat natural na bancada. Muito obrigada, time! Aos técnicos de laboratório Cleberson Oliveira, Gilmar Oliveira, Jhébica Caetano e Waldinete Lobato pelo significativo apoio nos laboratórios.

À bibliotecária Mary Caroline Santos Ribeiro pela atenção e profissionalismo, pelas contribuições quanto às normas do “Guia para a elaboração e apresentação para a produção acadêmica da Ufopa” e pela elaboração da ficha catalográfica.

À dona Vânia, pessoa que espalha *good vibes* ao cuidar tão bem da limpeza, da higienização e da beleza paisagística do nosso ambiente de trabalho. Nos intervalos das análises laboratoriais, contemplar o pôr do sol, e apreciar o jardim que, você cultivou juntamente com a profa. Dra Graciene Fernandes, é um verdadeiro afago no coração.

Às minhas amigas, a teacher Luciana Gomes, pelas aulas fenomenais e pelas valiosas dicas para a interpretação dos artigos em inglês, e à cientista agrária e cosmopolita Suellen Cristina Ferreira dos Santos Schinko, pela importante ajuda na tradução dos artigos em alemão.

À professora Ma. Chieno Suemitsu pelo compartilhamento de informações relevantes sobre o conhecimento botânico da região Amazônica. Ao Engenheiro Agrônomo prof. Dr. Edgard Siza Tribuzy, ao Biólogo prof. Dr. Keid Nolan, à Engenheira Florestal profa. Ma Vanessa Leão Peleja e à Física Ambiental profa Dra. Jéssica Ariana Correa pela valiosa contribuição nas análises estatísticas, pelo importante apoio na lapidação desta pesquisa e por desfrutar de sua amizade.

À ecóloga, divulgadora científica e mentora acadêmica, Dra. Milene Alves-Eigenheer, pela amizade e pela inestimável consultoria de comunicação e suporte no preparo de uma apresentação poderosa para a defesa da tese. Às Dras microbiólogas Laura Maria Andrade de Oliveira e Tatiana de Castro Abreu Pinto, e a Dra em Ciências Maria Letícia Bonatelli que através do apoio da American Society for Microbiology (ASM) compartilharam comigo ferramentas para a escrita de artigo científico e estratégias para divulgar e popularizar ciência. À equipe organizadora do SoapBox Science Brasil, evento de divulgação científica, pela oportunidade de dar o retorno desta pesquisa à sociedade em geral, levando o conhecimento produzido nos laboratórios da UFOPA à população que está além dos muros da academia.

Aos professores Dr. Carlos José Sousa Passos, Dr. Marc Michel Lucotte, Dr. Stéphane Tremblay e Dr. Frédéric Mertens pelos diálogos, intercâmbio de conhecimentos e pela oportunidade de durante o doutoramento, viver a experiência internacional e interdisciplinar única do curso UQ-Amazone (UFOPA/ Universidade de Québec à Montreal - UQAM-Canadá). Participar destas expedições de aproximação da academia junto às comunidades ribeirinhas foi crucial para a visão holística desta tese no quesito relação saúde e ambiente.

Ao Engenheiro Sanitário Me. Edvaldo Lemos, à Bióloga Dra. Jéssica Azevedo, à Bióloga profa. Ma. Keely Meireles Araújo Torres, à Bióloga Dra. Ericleia Marinho, ao Engenheiro de Pesca prof. Dr. Paulo Roberto Brasil Santos, à Bióloga Ma. Zelva Carvalho e a Oceanóloga Ma. Daniesse Sannara Kasanoski pelos importantes diálogos sobre as nossas pesquisas e pela partilha de vivências.

Às minhas professoras que me ensinaram a ler: tia Deusa, tia Sônia, tia Aldenize Amaral e tia Adna Brelaz. Às minhas inesquecíveis professoras e professor do Ensino Médio e Fundamental na rede pública de ensino na escola São Francisco: Lourença, Aldenize, Mirna Braum, Antônia Terezinha Amorim e Marlon Lopes. Aos meus queridos professores do Clube de Ciências do CPADC- UFPA: Edilza Reale, Rute Martins, Fábio Sarmiento e Rackson. Essa equipe entusiasta da ciência despertou a cientista que habita em mim. Falo de vocês em todos os lugares em que sou convidada para fazer comunicação científica, vocês moram no meu coração!

A todos os meus professores do Ensino Superior, em especial aos professores Dr. José Reinaldo Pacheco Peleja, Dra. Rosane Aguiar, Dra. Daniela Santana e Dra Maria das Graças Pires Sablayrolles, os quais forneceram-me todo um arcabouço para iniciar os estudos com as cianobactérias, os quais posteriormente prossegui com o prof. Dr. Sérgio Melo e o grupo de pesquisa. Fiz toda essa retrospectiva para destacar que, Professor é a profissão mais importante do mundo, e foi com o apoio deles que cheguei até aqui. Sigo em aprendizado contínuo, de maneira que hoje defendi a tese e obtive a tão batalhada aprovação por unanimidade da banca examinadora. Gratidão à minha base, e obrigada a todos os componentes da banca examinadora pelas contribuições.

À todos os pensadores, cientistas, pesquisadores através dos quais as bases bibliográficas desta tese foram tecidas. Em especial à bióloga, Dra. Ina de Souza Nogueira que, neste momento pandêmico, reuniu estudiosos para conversas agradáveis no café ficológico do PPG CIAMB Online. Estes encontros fomentaram o aprofundamento nos conhecimentos ficológicos e marcaram positivamente as vidas dos participantes. Nós, sobreviventes da pandemia 2020, sabemos muito bem a importância desses momentos de diálogo acolhedor entre pares.

Aos fotógrafos Adrio Denner Santos de Sousa e o amigo prof. Biotecnólogo Dr. Tiago Silveira pelo compartilhamento de noções básicas de fotografia. Essa base possibilitou-me o registro pessoal do diário de campo e laboratorial, os quais acompanhados de exaustivas horas de pesquisas bibliográficas foram fundamentais no direcionamento deste trabalho.

Aos colegas do curso de doutorado pelos momentos de aprendizado coletivo, por nossas divertidas confraternizações e pelas amizades cultivadas. Em especial aos moradores da nossa residência nº 2, a sala de estudos da pós-graduação- ambiente de explosões de criatividade, colaborativismo, empatia e muita produtividade científica, respeitando sempre os momentos de concentração e solidude. Saudações aos doutores Abner Vilhena, Albino Portela,



Aline Paixão, Carla Nogueira, Cauan Araújo, Cristiane Cunha, Danielly Mileo, Deliane Penha, Diego Furtado, Eduardo Moreno, Elton Teixeira, Fábio Albuquerque, Glauce Vitor, Jéssica Azevedo, Jéssica Correa, Kátia Demeda, Lílian Escobar, Marcelo de Andrade, Marcus Bistene, Naiana Souza, Neriane da Hora e Paulo Brasil.

Aos, também vizinhos da sala de estudos, Me. Marcelo Almeida Gomes, Luis Gustavo Lopes de Macêdo, Me. Robson Jardellys Maciel, Ma. Patrícia Silva, Ma. Márcia Lima e Dra. Ericléia Marinho, com os quais compartilhei boa parte dos finais de semana e feriados no desenvolvimento de nossos produtos acadêmicos. Se aquelas paredes falassem, risos...

À Jéssica Tripac Miléo Câmara, secretária do PPGSND, pela atenção e cordialidade. À equipe multiprofissional da PROGES pelo suporte acadêmico através dos profissionais pedagogos, psicólogos, assistentes sociais e nutricionista. Em especial às três mosqueteiras da PROGES: Helana Gomes, Milena Poça e Viviane Canto; e à Dra. Kláudia Sadala, Jeovânia Cruz e Alessandra Mota Cabral pelo carinho e apoio fundamentais nos momentos cruciais desta jornada. Muito, muito, muito obrigada à todas vocês!

Aos colegas de profissão, professores Dr. Luis Fernando Gouveia, Dra. Franciane Paula Fernandes, Dra. Sheyla Oliveira, Dra. Leoneide Bouillet, Dra. Maruza Moura e aos meus ex. alunos na UEPA, pela sinergia e confiança no meu trabalho. Agradeço pelo incentivo e apoio recebido para a minha dedicação integral ao doutoramento.

À minha amiga educadora física profa. Wellem Sena, por me desafiar a praticar rapel e dessa forma me ajudar a desopilar para a qualificação da tese. É uma prática incrível! Ao amigo educador físico prof. Pedro Leça por me proporcionar momentos de profundo relaxamento e fluidez para a escrita da tese, por meio de sua didática maravilhosa e treinos pesados nas aulas de natação. Ao amigo educador físico Gleison Huppel pelos treinos personalizados na medida certa para conquistar as minhas preciosas noites bem dormidas.

Ao professor Dr. Carlos Machado e a Ma. Talita Ananda Corrêa pela minha iniciação na meditação e yoga durante o projeto de meditação para acadêmicos na UFOPA, e ao projeto yoga no Parque. À minha querida mestra Dolunay Aysel- Flávia Lima por não desistir de mim, pela sua iniciativa à frente do projeto “dança do ventre para qualidade de vida das mulheres de Santarém”, vinculado à Procce- UFOPA. Ao Maestro João Carlos Rego pelos nossos incríveis finais de tarde em sublimação junto aos coristas. Cantar faz um bem danado de bom, ainda mais neste voluntariado, levando arte aos idosos, crianças e jovens atendidos pelas visitas e apresentações do coral oficial da UFOPA. Participar destes projetos, em

diferentes momentos da vida acadêmica, certamente contribuíram para a manutenção da minha qualidade de vida e, portanto, para o desenvolvimento desta tese.

Agradeço à vovó Nadir Correa, à todas as tias, tios e primos, mas especialmente as tias-avós Raimunda e Maria Vasconcelos, tia Nelma Nunes, tia Paulina Nunes, tia Conceição Vasconcelos e prima Alessandra Vasconcelos, e tia Cecília Batista. Estas são pessoas amorosas que me deram suporte logístico, me ofertando suas casas para repousar, e tudo mais, quando eu precisava passar dias inteiros longe de casa fazendo a pesquisa, participando de eventos científicos... Família que se importa é outro nível, Obrigada! Ah, e ainda tem as famílias outrora desconhecidas, e que hoje são nossas amigas, aquelas que me receberam por esse Brasil durante as andanças pelos congressos científicos: Dona Socorro e família, Dona Vilma e família, Dona Dalva e família, Dona Suerda Iara, Brenda Marinho e sua mamãe, e Beatriz Abreu dos Santos e Louise Cavalcante. Obrigada amigas, pela generosidade, pelo acolhimento, por serem minhas guias de viagem e por me ajudarem a construir a minha história!

Agradeço em especial às minhas *best friends forever* Ana Patrícia Pereira, Daniela Bianchi, Edicleia Frota, Evelise Monteiro, Fernanda Ximenes, Jane Fernandes, Nilce Almeida, Rafaela Batista, Rúbia Fernandes, Vanessa Leão, Rizioneide Corrêa e aos amigos do MIR, por poder contar com a amizade sincera de vocês. Pelas nossas meditações, comunhões, voluntariados, idas ao cinema, praias, trilhas, concertos musicais, diálogos profundos, pelas experiências gastronômicas, fotográficas, musicais, momentos familiares compartilhados, clubes de ciências, de literatura, de fotografia amadora, na arte do bem viver... Por se aventurarem para conhecer em profundidade essa sua amiga introspectiva, de gostos e hábitos peculiares. Por eu ter a certeza de contar com vocês nos sabores e nos desafios não tão gostosinhos da vida. Vocês sabem que podem contar comigo. Por compreenderem as minhas ausências e os silêncios, e sempre se fazerem presentes. Por me apoiarem nos bastidores, me lembrando sempre que, o meu doutorado foi um período importante de treinamento e desenvolvimento de habilidades altamente qualificadas. Simplesmente por existirem e serem do jeitinho que são. Tenho elevado apreço por cada um de vocês.

Agradeço aos amigos, aos familiares e vizinhos que tanto me apoiaram com atitudes, especialmente ao revezar nos cuidados relacionados à saúde da minha mãe. Deixo aqui um registro todo especial em memória à nossa querida amiga, profa. Maria Rosimary Cardoso, carinhosamente conhecida como tia Mary. Ela e a Isabela Chaves foram as nossas parceiras fiéis nesse desafio junto à minha mãe. Jamais esqueceremos. Muito obrigada!

Eu não poderia deixar de falar da nossa matriarca. Vovó ZaZá Ferreira da Silva foi promovida à estrelinha no céu, às vésperas da minha defesa, no “olho do furacão” da pandemia. Não tivemos nem tempo de ensaiar a defesa como tínhamos combinado, tampouco de nos despedir em um velório. Nós, os que ficamos, honramos a sua memória. Em sua viuvez, criou crianças sozinha, lavando roupas para sustentar a família, e manteve sempre a integridade, o respeito ao próximo, a comunicação assertiva e não violenta, o senso de justiça. Obrigada por se permitir ser instrumento de vida para a nossa existência como família. Por ser exemplo de amor, empatia, honestidade, retidão, força de vontade, determinação e autonomia, por ser a nossa referência de mulher forte e muito mais. Pelo amor incondicional, pelas dancinhas e risadas sem limites, por todos os bons momentos. Saudades estratosféricas, meu amor.

E a todos aqueles que direta ou indiretamente contribuíram para a conclusão desta tese o meu muito obrigada!

## RESUMO

Florações de cianobactérias têm ocorrido no rio Tapajós, Oeste do Pará, Brasil. Este crescimento excessivo de cianobactérias potencialmente tóxicas tem sido registrado mundialmente, frequentemente associado a ambientes lênticos antropizados. O fenômeno é menos frequente em ambientes lóticos, e há escassez de investigações referentes ao tema na Amazônia. O presente estudo objetivou analisar a variação espacial e temporal de cianobactérias em amostras de água, coletadas em escala mensal durante 10 meses em cinco praias de uso recreacional no rio Tapajós e verificar a condição de balneabilidade e potabilidade quanto a presença de cianobactérias. A riqueza em espécies de cianobactérias foi estimada pelo número de táxons por amostra e a análise quantitativa de cianobactérias foi efetuada pelo método de Utermöhl (1958). Registraram-se 22 táxons de cianobactérias distribuídos em 11 gêneros, destes *Microcystis*, *Dolichospermum*, *Aphanocapsa*, *Lyngbya* e *Planktothrix* apresentam espécies potencialmente produtoras de cianotoxinas. Durante todo o período amostrado foram registradas cianobactérias na água e não foi encontrada variação espacial da riqueza e da densidade populacional de cianobactérias. Por outro lado, foi constatada diferença temporal de cianobactérias em que os maiores valores de riqueza e da densidade foram registrados durante o período de menor pluviosidade e durante as fases de vazante e águas baixas do rio. Sugerindo-se que, durante a estiagem e período de vazante e águas baixas, o efeito de revolvimento e ressuspensão do sedimento e nutrientes, aliado a condições hidrodinâmicas do rio Tapajós, propiciaram condições limnológicas favoráveis ao crescimento de cianobactérias, as quais podem ser intensificadas pela ação antrópica. O período de alta temporada turística coincidiu com o momento em que houve as maiores florações de cianobactérias. Durante os meses de junho e dezembro a água do rio Tapajós esteve inapropriada para o contato recreacional. Além disso, em 34% das amostras investigadas houve a possibilidade de contaminação humana via consumo de água em momentos de floração, pois esteve em desacordo com a normativa. Embora a notificação de florações pontuais de cianobactérias potencialmente tóxicas no rio Tapajós seja um alerta suficiente sobre a possibilidade de liberação de cianotoxinas na água, o monitoramento destas toxinas não pode ser negligenciado pelas autoridades.

**Palavras-chave:** Amazônia. Ambiente lótico. Água clara. Ciclo Pluviométrico. Qualidade da água. Cianobactéria. Fitoplâncton.

## ABSTRACT

Cyanobacterial blooms have occurred in the Tapajós River, Western Pará, Brazil. This overgrowth of potentially toxic cyanobacteria has been recorded worldwide, often associated with anthropized lentic environments. The phenomenon is less frequent in lotic environments, and there is a shortage of investigations on the subject in the Amazon. The present study aimed to analyze the spatial and temporal variation of cyanobacteria in water, collected on a monthly scale for 10 months on five beaches for recreational use on the Tapajós River, and to verify the condition of bathing and potability regarding the presence of cyanobacteria. The richness in species of cyanobacteria was evaluated by the number of taxa per sample and quantitative analysis of cyanobacteria was performed by the method of Utermöhl (1958). There were 22 taxa of cyanobacteria distributed in 11 genera, of these *Microcystis*, *Dolichospermum*, *Aphanocapsa*, *Lyngbya*, and *Planktothrix* present potentially cyanotoxin-producing species. Throughout the sampled period cyanobacteria were produced in the water and no spatial variation in the richness and population density of cyanobacteria was found. On the other hand, the temporal difference of cyanobacteria was found in which the highest values of richness and density were recorded during the period of least precipitation and during the low water and low water phases. It is suggested that, during the drought and low water and low water period, the effect of upsetting and resuspension of deep sediment and nutrients, coupled with hydrodynamic conditions of the Tapajós River, favorable limnological conditions the growth of cyanobacteria, which can be intensified by anthropic action. The peak tourist season coincided with the time when there were the largest blooms of cyanobacteria. During the months of June and December the water of the Tapajós river was inappropriate for recreational contact. In addition, in 34% of the investigated samples, there was the possibility of human contamination via water consumption during bloom moments, as it was in disagreement with the regulations. Although the notification of spot blooms of potentially toxic cyanobacteria in the Tapajós River is a sufficient warning about the possibility of cyanotoxins being released into the water, the monitoring of these toxins cannot be overlooked by the authorities.

**Keywords:** Amazon. Lotic environment. Clearwater. Rain cycle. Water quality. Cyanobacteria. Phytoplankton.

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1</b> – Coordenadas geográficas dos pontos de coleta estudados na margem direita do rio Tapajós no período de janeiro a dezembro de 2017.....	35
<b>Tabela 2-</b> Valores de referência para os parâmetros investigados para águas classe 2 segundo a Resolução CONAMA nº 357/2005.....	39
<b>Tabela 3-</b> Valores de referência para os parâmetros investigados quanto a potabilidade para águas classe 2 segundo a Portaria de Consolidação nº 5 do Ministério da Saúde nº 5/2017.....	40
<b>Tabela 4-</b> Comparação da concentração de clorofila- <i>a</i> em rios da Amazônia de acordo com diferentes estudos.....	54
<b>Tabela 5</b> – Composição do fitoplâncton encontrado nos cinco pontos de coleta na margem direita do rio Tapajós, em todo o período de estudo.....	56
<b>Tabela 6-</b> Resumo da Análise de Variância Unifatorial para as variáveis riqueza e densidade de cianobactérias quanto aos fatores: ponto, período de chuva e estiagem e fase do ciclo hidrográfico.....	65
<b>Tabela 7-</b> Valores da densidade populacional de cianobactérias (cel. mL <sup>-1</sup> ) investigados nos pontos de coleta na margem direita do baixo rio Tapajós no período de janeiro de 2017 a dezembro de 2017.....	71
<b>Tabela 8-</b> Situação dos parâmetros de qualidade da água do Rio Tapajós no período de investigação durante o ano de 2017, com seus respectivos valores máximos permitidos para águas classe 2 segundo a Resolução CONAMA 357/2005.....	74
<b>Tabela 9-</b> Situação dos parâmetros de qualidade da água do Rio Tapajós no período de investigação durante o ano de 2017, com seus respectivos valores máximos permitidos para águas classe 2 segundo a Portaria de Consolidação nº 5/2017 (potabilidade).....	76

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1</b> - Valores de Precipitação média mensal para a região de estudo no baixo rio Tapajós a partir da série histórica dos anos de 1977- 2017.....	32
<b>Figura 2</b> - Localização dos cinco pontos de coleta estudados na margem direita do rio Tapajós no período de janeiro a dezembro de 2017. Onde: Pindobal- P1, Cajueiro- P2, Ponta de Pedras- P3, Pajuçara- P4 e Maracanã- P5.....	35
<b>Figura 3</b> - Localização dos cinco pontos de coleta estudados na margem direita do rio Tapajós. Onde: Pindobal- P1, Cajueiro- P2, Ponta de Pedras- P3, Pajuçara- P4 e Maracanã-P5.3, Pajuçara-P4 e Maracanã- P5.....	36
<b>Figura 4</b> – Valores de Precipitação e cota do nível do rio para a região de estudo no baixo rio Tapajós durante o período de janeiro a dezembro de 2019. Fonte: INMET e Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos.....	41
<b>Figura 5</b> – Valores médios da turbidez (UNT) medidos nos pontos de coleta na margem direita do baixo rio Tapajós no período de janeiro de 2017 a dezembro de 2017.....	43
<b>Figura 6</b> - Valores médios de Transparência da água (m) medidos nos pontos de coleta na margem direita do baixo rio Tapajós no período de janeiro de 2017 a dezembro de 2017.....	44
<b>Figura 7</b> – Valores médios do potencial hidrogeniônico- pH medidos nos pontos de coleta na margem direita do baixo rio Tapajós no período de janeiro de 2017 a dezembro de 2017.....	45
<b>Figura 8</b> - Valores médios da condutividade elétrica ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ ) medidos nos pontos de coleta na margem direita do baixo rio Tapajós no período de janeiro de 2017 a dezembro de 2017.....	47
<b>Figura 9</b> - Valores médios de sólidos totais dissolvidos ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) medidos nos pontos de coleta na margem direita do baixo rio Tapajós no período de janeiro de 2017 a dezembro de 2017.....	48
<b>Figura 10</b> - Valores médios de oxigênio dissolvido ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) medidos nos pontos de	

coleta na margem direita do baixo rio Tapajós no período de janeiro de 2017 a dezembro de 2017.....	49
<b>Figura 11-</b> Valores médios de Temperatura da água (°C) medidos nos pontos de coleta na margem direita do baixo rio Tapajós no período de janeiro de 2017 a dezembro de 2017.....	50
<b>Figura 12-</b> Valores médios de nitrogênio amoniacal total (mg.L <sup>-1</sup> ) medidos nos pontos de coleta na margem direita do baixo rio Tapajós no período de janeiro de 2017 a dezembro de 2017.....	51
<b>Figura 13-</b> Valores médios de nitrato (mg.L <sup>-1</sup> ) medidos nos pontos de coleta na margem direita do baixo rio Tapajós no período de janeiro de 2017 a dezembro de 2017.....	52
<b>Figura 14</b> – Valores médios de fósforo total (mg.L <sup>-1</sup> ) medidos nos pontos de coleta na margem direita do baixo rio Tapajós no período de janeiro de 2017 a dezembro de 2017.....	53
<b>Figura 15</b> – Valores médios de clorofila- <i>a</i> (µg.L <sup>-1</sup> ) medidos nos pontos de coleta na margem direita do baixo rio Tapajós no período de janeiro de 2017 a dezembro de 2017.....	53
<b>Figura 16-</b> Valores médios da riqueza específica de cianobactérias (nº de espécies) encontrada nos pontos de coleta na margem direita do baixo rio Tapajós no período de janeiro de 2017 a dezembro de 2017.....	60
<b>Figura 17</b> – Valores da densidade populacional fitoplanctônica encontrada nos pontos de coleta no baixo rio Tapajós no período de janeiro de 2017 a dezembro de 2017.....	61
<b>Figura 18</b> – Valores da densidade populacional de cianobactérias encontrada nos pontos de coleta na margem direita do baixo rio Tapajós no período de janeiro de 2017 a dezembro de 2017.....	63
<b>Figura 19:</b> Gráfico da matriz de correlação de Pearson entre as variáveis biológicas e abióticas amostradas no baixo rio Tapajós. Os valores em destaque significam coeficiente de Pearson significativos ao nível de p<0,05.....	67



## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>16</b>
<b>1.1 Cianobactérias.....</b>	<b>16</b>
<b>1.2 Os Impactos das Florações de Cianobactérias.....</b>	<b>20</b>
<b>1.4 Cianobactérias no rio Tapajós.....</b>	<b>27</b>
<b>2 OBJETIVOS/HIPÓTESES.....</b>	<b>30</b>
<b>3 MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>32</b>
<b>3.1 Área de Estudo .....</b>	<b>32</b>
<b>3.2 Amostragens e Procedimentos Analíticos.....</b>	<b>37</b>
<b>3.3 Análises Estatísticas.....</b>	<b>40</b>
<b>4 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>41</b>
<b>4.1 Parâmetros Metereológicos e Limnológicos na Região do Baixo Rio Tapajós .....</b>	<b>41</b>
<b>4.2 Caracterização Biológica na Região do Baixo rio Tapajós.....</b>	<b>56</b>
4.2.1 Riqueza Específica .....	56
4.2.2 Densidade Populacional .....	61
<b>4.3 Cianobactérias e Qualidade da Água no Baixo Rio Tapajós.....</b>	<b>70</b>
<b>5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>81</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>82</b>

# 1 INTRODUÇÃO

## 1.1 Cianobactérias

Cianobactérias, também conhecidas como cianofíceas ou algas verde-azuladas, são microrganismos procariontes fotossintetizantes de origem remota (NUTMAN *et al.*, 2016) e por isso se diferenciam das outras algas que são eucariontes. O registro fóssil inequívoco de cianobactérias inicia há 1,89-1,84 bilhões de anos (DEMOULIN *et al.*, 2019) e, a elas é creditado o importante feito de iniciar o processo de oxigenação da atmosfera primitiva (BEKKER *et al.*, 2004; HANNAH *et al.*, 2004; SCHIRRMEISTER; GUGGER; DONOGHUE, 2015). Estes organismos realizam reprodução assexuada sendo, portanto, capazes de multiplicar a sua biomassa em curto espaço de tempo (SANT'ANNA *et al.*, 2006).

Estudos mostraram que as cianobactérias produzem compostos com propriedades biológicas de interesse farmacêutico e biotecnológico (ZANCHETT; OLIVEIRA-FILHO, 2013). Efeitos farmacológicos incluem atividades anti-inflamatórias, antibióticas e anticancerígenas (COSTA *et al.*, 2012). Atualmente tem-se investigado o potencial de cianobactérias para a indústria cosmética e cosmeceútica (MORONE *et al.*, 2019). Por outro lado, a principal preocupação relacionada ao crescimento excessivo de cianobactérias diz respeito a sua capacidade de produzir potentes toxinas (CALIJURI, ALVES; SANTOS, 2006).

Cianobactérias são um grupo com ampla distribuição geográfica, elas são encontradas em quase todos os habitats e nichos ecológicos, tais como ambientes marinhos, dulcícolas (e.g., águas de rios, lagos, riachos e reservatórios), ambiente subaéreos e solos, bem como podem ser encontradas em ambientes extremos como fontes termais, desertos e áreas glaciais (SCHIRRMEISTER; GUGGER; DONOGHUE, *et al.*, 2015). Tal é a capacidade de adaptação deste grupo de procariontes a ambientes adversos que, estudos têm sido realizados para verificar a possibilidade de sobrevivência do extremófilo *Chroococcidiopsis* em outros planetas como Marte por exemplo (VERSEUX *et al.*, 2016; BILLI, 2012). Ao longo de bilhões de anos, sujeitas a uma infinidade de mudanças, as cianobactérias aperfeiçoaram a sua fisiologia sendo capazes de sobreviver a oscilações sazonais, ciclos naturais de enchentes e

secas e mais recente, aos reflexos de atividades antrópicas (BEKKER *et al.*, 2004; NEILAN *et al.*, 2013).

O aumento na frequência, ocorrência e duração de florações de cianobactérias em corpos d'água por todo o globo terrestre é crescente e, o indicativo é que estes processos aumentem favorecidos pela eutrofização antropogênica, com o enriquecimento por nitrogênio e fósforo e, pela mudança climática global (PAERL; PAUL, 2012; PAERL; OTTEN, 2013). Pesquisas apontam que cianobactérias possuem maior afinidade por amônia em detrimento ao nitrato (DOKULIL; TEUBNER, 2000). Isto se deve ao fato da amônia ser mais biodisponível para as cianobactérias do que o nitrato além de demandar menor gasto energético para a assimilação das células fitoplanctônicas (DUGDALE *et al.*, 2007; PAERL *et al.*, 2011). E no cenário de mudanças climáticas globais condições de elevadas temperaturas favorecem cada vez mais o desenvolvimento de florações de cianobactérias (PAERL; PAUL, 2012). As florações ou *blooms* de cianobactérias caracterizam-se pelo crescimento rápido, intenso, autolimitante e de curta duração destes organismos em corpos d'água, podendo formar espuma superficial, odores incômodos, produzir cianotoxinas, alterar o sabor e a qualidade da água (CALIJURI, ALVES; SANTOS, 2006; PAERL; OTTEN, 2013). Neste sentido, o maior problema relativo a estas florações é o seu potencial em produzir cianotoxinas que podem ser incorporadas nos diferentes níveis da cadeia trófica e, ocasionar intoxicação, podendo levar a óbito humano (CALADO, *et al.*, 2019).

As cianobactérias fazem parte da base da cadeia alimentar aquática assim como os demais grupos fitoplanctônicos e, em condições favoráveis de nutrientes, luz e temperatura, podem se multiplicar e dominar estes ambientes graças a um conjunto de estratégias adaptativas que lhes confere vantagens competitivas nos ecossistemas aquáticos (SANT'ANNA *et al.*, 2008, OLIVER *et al.*, 2012). Uma das características responsáveis por estes organismos se estabelecerem com maior facilidade em sistemas aquáticos é a sua regulação da flutuabilidade na coluna d'água (HYENSTRAND; BLOMQVIST; PETTERSSON, 1998). Este controle da flutuação constitui um importante recurso ecológico que permite às cianobactérias encontrar nichos mais adequados em termos de concentração de nutrientes, melhor aproveitamento de luz e competição (HYENSTRAND; BLOMQVIST; PETTERSSON, 1998; CHORUS; BARTRAM, 1999). Além disso, outra propriedade adaptativa é que estes microorganismos são tolerantes à alta intensidade luminosa devido à presença de pigmentos acessórios como aloficocianina, ficocianina, ficoeritrina e carotenoides

que, auxiliam na captação de energia luminosa e combatem agentes oxidativos (CANO-EUROPA *et al.*, 2010; TELFER *et al.*, 1994).

Outra importante característica adaptativa das cianobactérias é o fato de algumas espécies serem capazes de fixar diretamente o nitrogênio atmosférico (N<sub>2</sub>) através de heterocitos, estruturas celulares modificadas presentes no grupo das Nostocales que lhes garante vantagem adaptativa em condições de baixa concentração de nitrogênio (CALIJURI, ALVES; SANTOS, 2006; HINDÁK, 2008). Entretanto, a fixação de nitrogênio demanda alto gasto energético e, a produção de oxigênio por fotossíntese nas florações pode inibir esse processo anaeróbico, além disso, a turbulência e a mistura da coluna d'água provocada pelo vento podem prejudicar a fixação do N<sub>2</sub> (PAERL; OTTEN, 2013). As cianobactérias têm grande afinidade para captação de CO<sub>2</sub> e, possuem mecanismos de concentração de carbono mais eficientes do que organismos eucariontes, assim têm facilidade para dominar em condições de baixa concentração de CO<sub>2</sub> (OHKAWA *et al.*, 2000; BADGER *et al.*, 2006; PRICE *et al.*, 2008). Além disso, algumas espécies de cianobactérias tem a capacidade de sobreviver a condições extremas sob a forma de acinetos, células de resistência com capacidade de acumular reservas proteicas (CALIJURI, ALVES; SANTOS, 2006).

Durante as florações de cianobactérias podem ocorrer espumas superficiais pois, esses organismos podem flutuar e migrar até a superfície e acumular-se (SUTHERS; RISSIK; RICHARDSON, 2019). Desse modo, cianobactérias apresentam florações com mais frequência em ambientes aquáticos não turbulentos, pois isso lhes ajuda manter a flutuabilidade e permite a alguns gêneros realizar movimento vertical através da coluna d'água em direção à superfície e luz, ou afundar em águas mais profundas para atender a demanda por nutrientes caso seja necessário (REYNOLDS, 2006; SUTHERS; RISSIK; RICHARDSON, 2019).

Há uma gama de notificações de florações de cianobactérias em ambientes lênticos no globo, todavia a ocorrência deste fenômeno em ambientes lóticos é escassa (SILVA; PELEJA; MELO, 2019). Condições de elevada vazão e turbulência nos rios não são propícias para a formação de florações, pois as células das cianobactérias são deslocadas rio abaixo. Entretanto, certas espécies destes microorganismos são distintamente ribeirinhas e continuam a viver em pequenos agregados na água à medida que se movem na direção do fluxo do rio (SUTHERS; RISSIK; RICHARDSON, 2019). Fatores sazonais podem desempenhar um papel mais importante na concentração de biovolume de cianobactérias e fitoplâncton em

geral, associados a disponibilidade de nutrientes, energia luminosa e a velocidade do fluxo da água do rio (LOBO *et al.*, 2017).

Apesar de incomum, existem registros de florações em rios, como no rio Nakdong, Coréia do Sul (HA *et al.*, 1999, HA; JANG; JOO, 2002), nos rios Fitzroy, Darling e Murray, Austrália (BORMANS; FORD; FABBRO, 2005; MITROVIC; HARDWICK; DORANI, 2011, BOWLING *et al.*, 2013), nos rios Potomac e Neuse, Estados Unidos (KROGMANN; BUTALLA; SPRINKLE, 1986; LUNG; PAERL, 1988), no rio Guadiana localizado entre Portugal e Espanha (ROCHA; GALVÃO; BARBOSA, 2002, MORENO *et al.*, 2004), nos rios Das Velhas e Doce, Brasil (VON SPERLING; JARDIM, 2009; JARDIM *et al.*, 2014). Elevados valores de temperatura da água, associado a períodos de menor vazão, geralmente no período de menor pluviosidade, e de maior irradiação têm sido apontados como condições que favorecem as florações de cianobactérias em ambientes lóticos. Destaca que o predomínio das florações tem sido mais frequente nas regiões mais próximas a foz dos rios supramencionados. Outro importante fator que propicia as florações é a disponibilidade de nutrientes no ambiente. Em estudo da comunidade fitoplanctônica no rio Paraibuna, no estado de Minas Gerais, foi constatado o predomínio de cianobactérias durante o período estival, quando observa um aumento na concentração de nutrientes (SOARES; HUSZAR; ROLAND, 2007).

É conhecido que ao longo de bilhões de anos de evolução as cianobactérias foram equipadas com as ferramentas fisiológicas necessárias para resistir à rápidas mudanças e flutuações sazonais com ciclos naturais de enchentes e secas, chuvas e estiagens (BEKKER *et al.*, 2004; NEILAN *et al.*, 2013). Além disso, no período de águas baixas diferentes processos, como a ação do vento em ambientes rasos e a bioturbação de sedimentos aumentam as concentrações de nutrientes e a produtividade primária do fitoplâncton em geral e de cianobactérias (ROLAND; ESTEVES; BARBOSA, 1997).

Estudos acerca da comunidade fitoplanctônica têm detectado a dominância de cianobactérias em ambientes de reservatório, lagos de várzea e rio de águas claras na Amazônia, o que demonstra que as florações também são uma realidade Amazônica. Nestes ambientes, as cianobactérias apresentaram comportamento sazonal, com maiores flutuações destes organismos durante o período de águas baixas, em alguns casos devido a menor predação pelo zooplâncton, além da influência de características adaptativas de regulação da flutuação na coluna d'água e fixação de nitrogênio atmosférico por certos gêneros de

cianobactérias, as quais lhes possibilitaram vantagem na competição por luz e nutrientes (IBAÑEZ,1998; MELO; HUSZAR,2000; VIEIRA *et al.*, 2005; ALMEIDA; MELO, 2011; BOZELLI *et al.*,2015; CARDOSO *et al.*, 2017; LOBO *et al.*, 2017). Entretanto, a principal forma inorgânica de nitrogênio prontamente utilizável por organismos fotossintetizantes, portanto com menor gasto energético, é o íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ), seguida de nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) ficando em terceiro lugar o nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) (ESTEVES *et al.*, 2011). Ressalta-se que em limnologia, quando se faz referência a concentração de amônia, na maioria dos casos refere-se a soma das formas de nitrogênio amoniacal (amônia  $\text{NH}_3$ - e  $\text{NH}_4^+$ ) (BARBIERI *et al.*, 2014).

Embora as cianobactérias juntamente com outros grupos fitoplanctônicos sejam um componente importante dos ecossistemas fluviais, a densidade elevada e a dominância das espécies produtoras de cianotoxinas podem ser problemáticas. Assim, as florações de cianobactérias potencialmente tóxicas são uma grande preocupação gerencial, devido aos seus potenciais impactos prejudiciais à biota e à saúde dos seres humanos (FALCONER, 2008; FALCONER, 2001; FERRÃO-FILHO; DA SILVA, 2019).

## 1.2 Os Impactos das Florações de Cianobactérias

Florações de cianobactérias são um fenômeno crescente em muitos ambientes aquáticos observados em todos os continentes nas últimas décadas (SOARES *et al.*, 2013) e, esse crescimento excessivo de cianobactérias é preocupante em virtude de seu potencial em produzir cianotoxinas, as quais são uma série de compostos orgânicos com várias propriedades físico-químicas, estruturas e mecanismos de ação toxicológicos diferentes (BURATTI *et al.*, 2017). Em função do seu mecanismo de ação, as cianotoxinas podem ser classificadas basicamente em três grupos: dermatotoxinas, neurotoxinas e hepatotoxinas as quais podem afetar principalmente a pele, o fígado e o sistema nervoso, respectivamente (FALCONER, 1996, SIVONEN; JONES, 1996). Desta forma, cianotoxinas podem comprometer o uso da água doce para fins de consumo humano direto, irrigação, pesca e fins recreativos, ocasionam perigo à saúde humana e animal, além de gerar problemas ambientais e econômicos (PAERL; HUISMAN, 2009).

Nas florações de cianobactérias, a produção de cianotoxinas representa um fator prejudicial a biota. Recentemente, toxinas de cianobactérias foram apontadas como responsáveis pela morte de cerca de 330 elefantes em Botsuana, África (BBC, 2020). Além disso, no ambiente aquático, as toxinas de cianobactérias podem afetar os animais que compõem a cadeia alimentar aquática de diferentes maneiras (FERRÃO-FILHO; DA SILVA, 2019). Florações hepatotóxicas são mais comuns que florações neurotóxicas, entretanto, a relação de florações neurotóxicas com o envenenamento de mamíferos e aves têm sido descritas (STEWART; SEAWRIGHT; SHAW, 2008; DITTMANN; FEWER; NEILAN, 2013).

As cianotoxinas podem se acumular no músculo de peixes, assim existe a possibilidade de contaminação pela ingestão desta proteína animal (MAGALHÃES; SOARES; AZEVEDO, 2001; PAWLIK-SKOWROŃSKA *et al.*, 2013). Existe também o risco de contaminação de plantas irrigadas com água contaminada com toxinas de cianobactérias, de forma que esses fatores podem induzir uma contaminação da cadeia alimentar, um considerável risco à saúde e com potenciais perdas econômicas (CORBEL; MOUGIN; BOUAÏCHA, 2014).

Eynard, Mez e Walther, (2000) relataram a contaminação de lençol subterrâneo por microcistina originada de florações em rios e lagos, indicando que as cianotoxinas não foram totalmente degradadas durante o processo de percolação nas águas subterrâneas. Investigação da contaminação de águas subterrâneas devido ao uso de água contaminada com cianotoxina para irrigação de culturas sugere que, cianotoxinas podem migrar da superfície do solo para camadas mais profundas após a precipitação, levando a uma possível contaminação das águas subterrâneas (CHEN *et al.*, 2006). Chen *et al.* (2006) relataram a existência de uma relação positiva entre o teor de argila do solo e a capacidade de adsorção de microcistina. Ademais, microcistinas possuem uma alta estabilidade química com tempo de meia-vida em solo agrícola estimado em aproximadamente 56 dias (CORBEL; BOUAÏCHA; MOUGIN, 2014) podendo ter impactos aos organismos do solo, causar contaminação de vegetais (CORBEL *et al.*, 2016) e talvez a tolerância potencial de plantas a cianotoxinas possa aumentar a sua suscetibilidade ao acúmulo dessas substâncias e proteínas alergênicas após exposição prolongada (MACHADO *et al.*, 2017).

Em humanos, as principais rotas de exposição às cianotoxinas são: inalação e contato dérmico com cianotoxinas durante atividades recreativas; ingestão de água contaminada;

consumo de organismos aquáticos e terrestres de ambientes contaminados; ingestão oral de suplementos alimentares de cianobactérias contendo cianotoxinas; consumo de vegetais e frutas contaminados pela irrigação com água contendo cianotoxinas e, a via intravenosa de hemodiálise com água contaminada (SVIRČEV *et al.*, 2017).

As dermatotoxinas estão presentes em todas as cianobactérias, são lipopolissacarídeos (LPS) componentes da parede celular de cianobactérias e bactérias Gram negativas (CHORUS; BARTRAM, 1999) e o contato com essas cianotoxinas pode causar irritação da pele humana, bolhas e distúrbios gastrointestinais (HUISMAN *et al.*, 2018). As neurotoxinas são cianotoxinas com afinidade por células do sistema nervoso, as mais estudadas são anatoxinas e saxitoxinas (BURATTI *et al.*, 2017). A neurotoxina anatoxina é detectada com pouca frequência em águas superficiais e é produzida principalmente por *Dolichospermum*, *Planktothrix* e *Aphanizomenon* (TESTAI *et al.*, 2016). As saxitoxinas também são sintetizadas por alguns dinoflagelados marinhos, e estão entre as cianotoxinas mais potentes (O'NEILL; MUSGRAVE; HUMPAGE, 2017). Estas toxinas são produzidas por gêneros como *Dolichospermum*, *Planktothrix*, *Lyngbya*, *Cylindrospermum*, *Raphidiopsis*, *Scytonema*, *Geiterinema* e *Phormidium* (NEILAN *et al.*, 2013; ZANCHETT; OLIVEIRA-FILHO, 2013; HUANG; ZIMBA, 2019) e, apenas no Brasil e na América do Norte têm-se registro do isolamento de cepas de cianobactérias produtoras desta potente neurotoxina (BURATTI *et al.*, 2017).

Há notificações de contaminação e de óbitos humanos após ingestão de moluscos contaminados com saxitoxinas, porém estes são raros em água doce (LAGOS *et al.*, 1999; ZAGATTO *et al.*, 2012). Estas neurotoxinas caracterizam-se por sua ação rápida e, de acordo com a dose e do organismo, têm a capacidade de causar a morte através de parada respiratória em poucos minutos após a exposição (CODD, 2000). Em situação de intoxicação aguda, os principais sintomas são paralisia, hipotensão, dispnéia e falência respiratória (LEFLAIVE; TEN-HAGE, 2007). Por outro lado, pouco se sabe sobre os efeitos da exposição crônica a baixas doses de saxitoxina (O'NEILL; MUSGRAVE; HUMPAGE, 2017). Estudos indicam que a exposição a baixos níveis desta neurotoxina resulta em inibição do desenvolvimento de neurites e na expressão alterada de proteínas relacionadas à apoptose celular e à função mitocondrial (O'NEILL; MUSGRAVE; HUMPAGE, 2017; CHEN *et al.*, 2018). E estudo recente de pesquisadores da Universidade Federal do Rio de Janeiro e da Universidade Federal Rural de Pernambuco constatou que saxitoxina produzida por cianobactéria dobrou a



quantidade de morte celular neural induzida por Zika vírus em áreas progenitoras de organoides do cérebro humano (PEDROSA *et al.*, 2019). Os pesquisadores verificaram que a ingestão crônica de água contaminada com esta neurotoxina antes e durante a gestação causou anormalidades cerebrais na prole de camundongos infectados com o arbovírus Zika. Desta forma, a referida pesquisa sugere que a saxitoxina produzida por cianobactéria presente na água pode agravar casos de microcefalia causados pela zika e que estas toxinas produzidas na região nordeste do Brasil entre os anos de 2012 e 2016 podem ter contribuído para os mais graves perfis, descrito em todo o mundo, da Síndrome Congênita do Zika (PEDROSA *et al.*, 2019).

Dentre as hepatotoxinas, as microcistinas são o maior e mais estruturalmente diversificado grupo de toxinas de cianobactérias, com mais de 100 diferentes tipos de microcistinas descritas (PHAM, T. L.; UTSUMI, 2018). Microcistina é a hepatotoxina mais frequente em estudos e, é principalmente produzida por gêneros de cianobactérias de água doce (SIVONEN; JONES, 1999). *Microcystis*, *Dolichospermum*, *Planktothrix*, *Nostoc* e *Anabaenopsis* são os gêneros potencialmente produtores desta toxina (ZANCHETT; OLIVEIRA-FILHO, 2013) e, entre estas, a microcistina LR (MC-LR) é uma das mais estudadas. Esta cianotoxina adentra no corpo principalmente pela via oral, além disso pode ocorrer por inalação, enquanto a absorção pela pele é improvável (SVIRČEV *et al.*, 2010). A exposição a MC-LR pode ser aguda ou crônica, a exposição aguda é definida principalmente como o contato único com a toxina, enquanto a exposição crônica é considerada contato prolongado e em geral é superior a 6 meses (CHORUS; BARTRAM, 1999). Além de causarem danos as células hepáticas, as microcistinas também podem afetar outros órgãos, incluindo o cólon, os rins e os pulmões (OLIVEIRA *et al.*, 2018; LOWE *et al.*, 2012; CARVALHO *et al.*, 2016).

O envenenamento agudo por hepatotoxinas do tipo microcistina tem sido relatado como responsável por diversas mortes humanas (JOCHIMSEN *et al.*, 1998; CARMICHAEL *et al.*, 2001, AZEVEDO *et al.*, 2002) enquanto pesquisas indicam que doses subletais crônicas de microcistina têm potencial cancerígeno (NISHIWAKI-MATSUSHIMA *et al.*, 1992; YU, 1995; ZHENG *et al.*, 2017).

As microcistinas são intracelulares até que sejam liberadas do interior celular e o seu conteúdo nas células pode variar até 40 vezes durante uma mesma floração de cianobactérias (MANGANELLI *et al.*, 2016; SABART *et al.*, 2013). A liberação destas hepatotoxinas

através de células vivas pode acontecer, entretanto, ocorre predominantemente após a morte e a lise das células (CHORUS, 2001). Este processo acontece especialmente durante e após a proliferação de cianobactérias, momento em que cianotoxinas potencialmente perigosas para a saúde humana podem ser encontradas na água (FALCONER, 2008).

A ingestão acidental ou proposital de água contendo microcistina pode ocasionar sérios problemas de saúde. Dois casos ilustram esta questão, um na Inglaterra, onde dois jovens, durante um exercício de canoagem, ingeriram água de um reservatório contendo floração de *Microcystis aeruginosa*, e cerca de 24 horas após apresentaram sintomas de dor na garganta, tosse seca, vômito e dor abdominal. Ambos apresentaram quadro de pneumonia quatro a cinco dias depois da exposição o qual foi associado a contaminação por microcistina-LR (TURNER *et al.*, 1990). Outro caso ocorreu na Argentina, onde durante uma corrida de parapente, um jovem caiu acidentalmente em um lago com intensa floração de *Microcystis* spp. e, quatro horas após a exposição apresentou náusea, dor abdominal e febre. Passados três dias apresentou dificuldade respiratória, foi internado em terapia intensiva e diagnosticado com pneumonia e, uma semana após a exposição, desenvolveu uma hepatotoxicose com aumento significativo de biomarcadores de danos hepáticos (GIANNUZZI *et al.* 2011).

Por último, destaca o caso conhecido como Síndrome de Caruaru, no qual ocorreram mortes humanas por contaminação com cianotoxinas hepatotóxicas em água utilizada em hemodiálise em Caruarú, Brasil. Após este episódio houve um esforço mundial para realizar o monitoramento da qualidade da água quanto a cianobactérias e cianotoxinas (CHORUS; BARTRAM, 1999).

Em relação a contaminação humana decorrente de mananciais de abastecimento, os relatos clínicos de malefícios para a população humana, pelo consumo oral de toxinas de cianobactérias em águas de mananciais de abastecimento, aparecem como consequência de acidentes, ignorância ou má administração de forma que tais ocorrências são subestimadas (AZEVEDO, 1998). Segundo a referida autora, em reservatórios de abastecimento de água, não raramente ocorre o desaparecimento das cianobactérias causadoras dos danos à saúde antes que as autoridades de saúde pública considerem uma floração como o possível risco, como vem acontecendo no Guandu e culminou na atual crise hídrica no Rio de Janeiro (ALENCAR, 2020). Azevedo (1998) comenta ainda que, a ausência de conhecimento sobre os danos possíveis resultantes de florações de cianobactérias, pode promover interpretações e decisões inapropriadas por parte de autoridades de saúde pública, as quais podem assumir

equivocadamente que os padrões de purificação de água utilizados nas estações de tratamento de água sejam capazes de remover qualquer problema potencial. E afirma que muitas cianotoxinas, quando em solução, não podem ser removidas por meio dos processos naturais de tratamento de água, além disso são resistentes ao processo de fervura da água.

No intuito de otimizar o gerenciamento das cianobactérias potencialmente tóxicas, a Organização Mundial da Saúde (OMS) emitiu orientações provisórias para águas potáveis e recreativas quanto a cianobactérias e cianotoxinas. A OMS estipulou o valor provisório máximo de  $1,0 \mu\text{g.L}^{-1}$  para MC-LR como limite de segurança para água potável com base em métricas gerais de abundância de cianobactérias, como a clorofila-*a* e contagem de células (WHO, 2017). Para o contato recreativo, a OMS assume que a exposição de  $4 \mu\text{g.L}^{-1}$  a  $10 \mu\text{g.L}^{-1}$  de microcistina conferem riscos relativamente baixos de efeito adverso a saúde. Exposições entre  $10$  e  $20 \mu\text{g.L}^{-1}$  representam riscos moderados e acima desse valor apresentam um alto risco de efeitos adversos à saúde. Determinou ainda o valor de tolerância diária ingerida (TDI) de  $0,04\mu\text{g}$  de MC-LR por quilograma (Kg) de peso corpóreo por dia (WHO, 2017).

No Brasil, a Resolução CONAMA nº 274, 29 de novembro 2000, refere-se às condições de balneabilidade dos corpos d'água. Esta Resolução não contempla valores orientadores para florações de cianobactérias, contudo institui restrições à recreação de contato primário quando verificada a ocorrência de florações fitoplancônicas. Segundo esta Resolução trechos dos corpos d'água em que ocorram toxicidade ou formação de espuma decorrente de florações são passíveis de interdição pelos órgãos de controle ambiental (BRASIL, 2000). Posteriormente a Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005, veio complementar as ferramentas de gerenciamento das diferentes classes de uso dos corpos d'água para recreação de contato primário e secundário. Para áreas destinadas a recreação de contato primário estabelecer valor máximo permitido (VMP) para a densidade de cianobactérias de até 20.000, 50.000 e 100.000  $\text{cel.mL}^{-1}$  para águas doce classe 1, 2 e 3 respectivamente (BRASIL, 2005).

Segundo a Portaria de Consolidação nº 5, do Ministério da Saúde, de 28 de setembro de 2017, Anexo XX, para reduzir os riscos de contaminação da água destinada ao consumo humano com cianotoxinas, o monitoramento de cianobactérias deve ser realizado no ponto de captação do manancial superficial, buscando-se identificar os diferentes gêneros de cianobactérias (BRASIL, 2017). Esta Portaria delibera que a ocorrência de cianobactérias em

densidade celular acima de 20.000 células.mL<sup>-1</sup> em águas destinadas ao consumo humano, torna obrigatório o monitoramento semanal de cianotoxinas no ponto de captação e na saída do tratamento de água.

De acordo a Portaria MS nº 2.914/2011, compete aos responsáveis pelo sistema de abastecimento ou solução alternativa coletiva ou individual de abastecimento de água para consumo humano, encaminhar à autoridade de saúde pública relatórios com informações sobre o monitoramento de cianobactérias executado. Tais informações são registradas pelas Secretarias Estaduais e/ou Municipais de Saúde no Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (Sisagua) (BRASIL, 2012).

O Sisagua é uma ferramenta de gestão do Programa Nacional de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (Programa Vigiagua) e é vinculado ao Ministério da Saúde. Este Programa foi implementado no ano 2000 por meio da Coordenação Geral de Vigilância em Saúde Ambiental (BEVILACQUA *et al.*, 2014). A escassez de recursos tecnológicos, financeiros e humanos têm sido identificadas como as principais causas das dificuldades na implementação do programa Vigiagua, em outros municípios brasileiros (QUEIROZ *et al.*, 2012; BEVILACQUA *et al.*, 2014).

O Programa Vigiagua objetiva prevenir doenças de veiculação hídrica, por meio de medidas corretivas e preventivas. Enquanto o Sisagua visa sistematizar dados de qualidade da água dos estados, municípios e distrito federal, dessa forma, esta importante ferramenta visa gerar relatórios para produção informações necessárias à prática da vigilância (BEVILACQUA *et al.*, 2014). Assim, este banco de dados digitais deve abrigar dados relativos a qualidade da água para consumo humano e de análises de densidade de cianobactérias em ambientes de abastecimento humano de todo o país. Entretanto, no Brasil as regiões Norte e Nordeste apresentam os menores percentuais de municípios com informação cadastrada havendo uma distribuição heterogênea entre as regiões (BRASIL, 2012).

Em virtude dos potenciais agravos ambientais e à saúde humana decorrentes de florações de cianobactérias, cada vez mais pesquisas têm sido realizadas para compreender e gerenciar este fenômeno (PAERL; OTTEN, 2013). Estudo sobre os efeitos das mudanças climáticas sobre a expansão global de cianobactérias Paerl e Paul (2012) abordam que as tentativas de controlar a descarga de rios e lagos por barragens e comportas podem aumentar

o tempo de permanência da água, agravando ainda mais os problemas ecológicos e de saúde associados às cianobactérias tóxicas. Segundo estes pesquisadores as ações de gerenciamento de florações de cianobactérias precisam ser específicas para cada sistema, devido às interações complexas das variáveis envolvidas no controle, que variam nos corpos d'água individuais. Neste sentido, além da redução de nutrientes, as autoridades hídricas que combatem as florações de cianobactérias tóxicas deverão incluir os efeitos hidrológicos e físico-químicos das mudanças climáticas nas estratégias de manejo, levando em consideração os componentes de mudanças climáticas regionais e os relativos a ação antropogênica (PAERL; PAUL, 2012; LEWIS JR; WURTSBAUGH; PAERL, 2011).

Dessa forma, como medida preventiva quanto a danos ao ecossistema e a saúde pública é essencial a realização do monitoramento dos corpos d'água, especialmente de mananciais destinados ao abastecimento. Esta medida possibilita inspecionar a qualidade da água e verificar por exemplo uma possível degradação do corpo hídrico, relacionada com as atividades desenvolvidas na área de drenagem da bacia (JARDIM *et al.*, 2014).

#### **1.4 Cianobactérias no rio Tapajós**

No baixo rio Tapajós a visualização de extensas massas superficiais, de aspecto verde gelatinoso têm sido relatadas por moradores da região e, nos últimos anos a frequência da ocorrência destas florações com formação de espuma têm chamado a atenção da população e da comunidade científica. Uma floração maciça no rio Tapajós em 2007 foi documentada por pesquisadores do Instituto Evandro Chagas. O grupo de pesquisadores identificou a dominância dos gêneros tóxicos de cianobactérias *Dolichospermum* (= *Anabaena*) e *Microcystis* e, confirmou a presença de microcistina-LR na água (SÁ *et al.*, 2010). Recentemente foram publicados dados referentes a detecção de microcistina-LR em 100% de amostras de água em investigação realizada durante um ciclo anual de amostragens neste manancial. Os pesquisadores identificaram a presença dos gêneros potencialmente tóxicos *Microcystis*, *Dolichospermum* e *Planktothrix*, dentre os quais *Microcystis* esteve em todas as amostras. Sendo que, a concentração máxima de microcistina-LR esteve associada à presença de espécies do gênero *Microcystis* (SILVA; PELEJA; MELO, 2019).

No ambiente aquático as florações de cianobactérias têm como consequência a modificação da transparência e da turbidez; a alteração de gosto e odor da água (cheiro de barro/pitiú) pela produção de compostos odoríferos como a geosmina; a depleção acentuada do oxigênio dissolvido também pode ocorrer e causar uma redução da densidade da fauna aquática e; as cianotoxinas liberadas por cianobactérias podem ocasionar a morte de animais aquáticos e se bioacumular nos diferentes níveis da cadeia trófica podendo atingir seres humanos (TORGAN, 1989; FERRÃO-FILHO, 2009).

Na bacia Amazônica, inclusive na região do baixo rio Tapajós, muitas comunidades ribeirinhas além de utilizarem os rios para atividades como pesca e recreação, fazem uso da água do rio ou da chuva, sem tratamento adequado para o consumo humano (SÁ *et al.*, 2010; VIGGIANI; PINHEIRO, 2018). Giatti e Cutolo, 2012 destacam que comumente pequenas comunidades ribeirinhas e indígenas na Amazônia não possuem uma economia formal e monetarizada capaz de subsidiar sistemas de saneamento, sendo necessário encontrar outras medidas para estes recursos serem implementados.

Diante do exposto, compreende-se que o desenvolvimento excessivo de cianobactérias tóxicas é uma ameaça tanto para o funcionamento do ecossistema como para a saúde pública. Dessa forma, a existência de inóculos de cianobactérias no Tapajós é preocupante e, este estudo referente a dinâmica das cianobactérias é importante para conhecer os fatores propulsores das florações e suas possíveis consequências. Visando contribuir para aprimorar o conhecimento atual sobre as principais variáveis meteorológicas e limnológicas associadas às florações de cianobactérias foi conduzido o presente estudo. Ademais, o conhecimento produzido nesta pesquisa deverá fornecer informações importantes para gestores e poderá subsidiar o gerenciamento eficaz do complexo fenômeno de florações de cianobactérias neste sistema lótico.

Paralelamente, os resultados desta pesquisa contribuirão no processo de sensibilização dos leitores para as consequências da ocorrência de florações potencialmente tóxicas e dos riscos associados ao contato com a água contendo superpopulações destes organismos no rio Tapajós.

Estudo sistemático detalhado sobre a biodiversidade de espécies formadoras de florações no baixo rio Tapajós até o presente é desconhecido e, é de suma importância conhecer a dinâmica espaço-temporal de cianobactérias neste ambiente. E embora os

resultados obtidos sejam um retrato momentâneo de um ambiente altamente dinâmico, compreender esta dinâmica possibilitará a identificação dos períodos de maior probabilidade do aumento na densidade de cianobactérias e poderá ser uma ferramenta indicativa de épocas com melhor qualidade da água, e, portanto, mais favoráveis ao contato primário e vice versa.

## 2 OBJETIVOS/HIPÓTESES

### **Geral**

Analisar a dinâmica espaço-temporal de cianobactérias no baixo rio Tapajós, Pará, Brasil.

### **Específicos**

- 1- Analisar a variação espacial e temporal de variáveis abióticas;
- 2- Conhecer a comunidade fitoplactônica;
- 3- Avaliar a variação espaço-temporal das comunidades de cianobactérias;
- 4- Relacionar os fatores abióticos e bióticos com a riqueza e densidade de cianobactérias;
- 5- Avaliar se a densidade celular de cianobactérias na água segue o padrão de qualidade para a condição de balneabilidade; e se segue o padrão de qualidade para água destinada ao consumo humano, ambos preconizados pela normativa brasileira; e se houve floração potencialmente tóxica durante o período de estudo.

O presente estudo partiu das hipóteses de que no trecho investigado do rio Tapajós, a comunidade de cianobactérias não varia espacialmente e temporalmente e, que a água do referido rio estaria inapropriada para uso recreativo e possível consumo humano durante todo o período da pesquisa. Com a finalidade de averiguar esta premissa, o estudo avaliou estas hipóteses com base em cinco conjuntos de perguntas, as quais são respondidas ao longo desta tese, a saber:

1. Como os parâmetros abióticos se comportaram ao longo do período de estudo? Houve variação espacial e/ou temporal (período de chuva e estiagem, ciclo hidrográfico) destes parâmetros?
2. Quais táxons de cianobactérias compõem a biota do rio Tapajós durante o período de estudo?



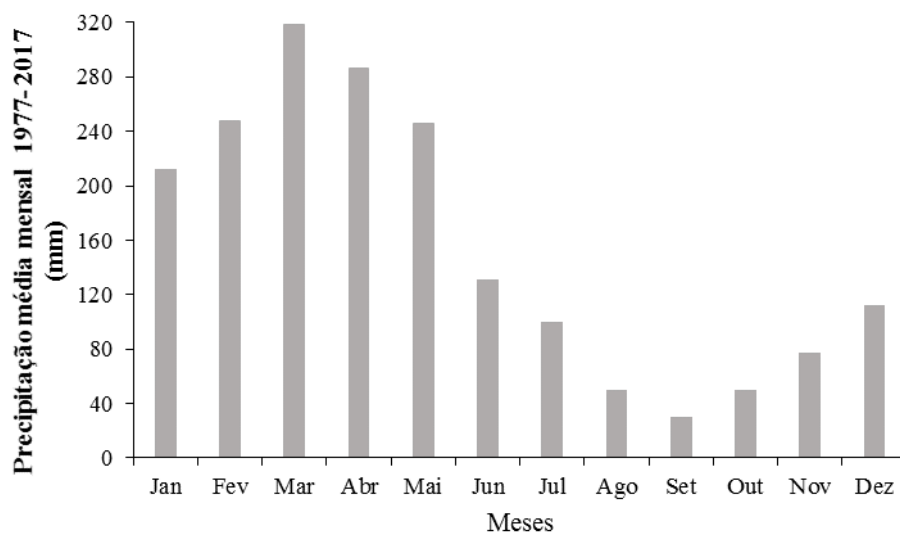
3. A comunidade de cianobactérias variou espacialmente? A comunidade de cianobactérias variou temporalmente (período de chuva e estiagem, ciclo hidrográfico)? Quais parâmetros abióticos e bióticos investigados estiveram correlacionados a riqueza e densidade de cianobactérias?
4. A densidade celular de cianobactérias segue o padrão de balneabilidade preconizado pela normativa brasileira? E para o possível consumo humano? Houve floração potencialmente tóxica durante o período de estudo?
5. Existindo variação temporal, em que época do ano a água do rio representa mais risco de exposição às cianobactérias e cianotoxinas, estando menos indicadas para o contato recreacional?

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 Área de Estudo

O estudo ocorreu nos municípios de Santarém e Belterra, Oeste do Pará, Amazônia, Brasil. A vegetação da região é caracterizada como Floresta Ombrófila Aluvial (VELOSO *et al.*, 1991), composta por um mosaico de áreas de igapó, savana e fragmentos de florestas semidecíduas (LIMA *et al.*; 2020). O clima da região Norte do país é quente e úmido do tipo “Am3” segundo a classificação de KÖPPEN adaptada por Martorano (MARTORANO; NECHET; PEREIRA, 1993, MARTORANO *et al.*, 2017). A temperatura média anual é de 27°C, com pouca variação temperatura do ar, na umidade, na pressão atmosférica e velocidade do vento, por conta da localização em latitude tropical próxima à linha do Equador. Devido a essa proximidade, a região possui apenas duas estações bem definidas ao longo do ano, os chamados verão e inverno amazônicos os quais estão respectivamente associados aos períodos de estiagem e de chuva intensa (Figura 1). A precipitação média é de 3.000 mm, e a maior parte da precipitação ocorre entre os meses de janeiro a junho, sendo março o mês de maior precipitação.

**Figura 1:** Valores de Precipitação média mensal para a região de estudo no baixo rio Tapajós a partir da série histórica dos anos de 1977- 2017.



Fonte: organizado a partir de informações de precipitação na região do baixo rio Tapajós. Dados de precipitação média correspondentes a série histórica de 1977-2017 provenientes da estação: Belterra/Código OMM: 82246 (INMET).

Este corpo hídrico é um rio de água clara, verde-azulada (SIOLI, 1995) e como os corpos d'água da região ainda não foram classificados segundo o enquadramento da Agência Nacional de Águas (ANA), o rio Tapajós é considerado como água do tipo classe 2.

O rio Tapajós é formado pela confluência do rio Teles Pires com o rio Juruena, na fronteira entre os estados do Pará e do Mato Grosso e, percorre uma extensão de aproximadamente 800 km até desaguar no rio Amazonas em frente à cidade de Santarém-Pará. A sua bacia está distribuída pelos estados do Mato Grosso, Pará, Rondônia e Amazonas, com aproximadamente 1.992 km de extensão, ocupando uma área de drenagem de cerca de 490.000 km<sup>2</sup> e atinge mais de 15 km entre as margens a jusante antes de desaguar no rio Amazonas (MOREIRA-TURCQ *et al.*, 2003; HALLWASS; SCHIAVETTI; SILVANO, 2019). O rio Tapajós localiza-se em uma planície aluvial bastante larga, formando um sistema fluvial com característica semi-lêntica (ROSSETTI, 2014).

A bacia hidrográfica do rio Tapajós sofre influência do regime hidrológico anual e, periodicamente ocorrem flutuações na cota do nível do rio determinando duas fases extremas: o período de águas altas ou cheia e o período de águas baixas ou seca. Durante as águas altas o volume do caudal do rio Tapajós é da ordem de  $34.233 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  entretanto, ocorre uma severa redução no período de águas baixas chegando a  $1.303 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  (SANTOS *et al.*, 2015). No período de águas baixas, extensas praias de areia branca formam-se às margens deste rio e atraem turistas de todos os lugares do mundo (SILVA, 2018). O rio Tapajós possui planície de inundação com áreas florestais inundadas sazonalmente, conhecidas localmente como igapós, além de lagos e afluentes marginais (NUNES; HALLWASS; SILVANO, 2019). E estas áreas de igapó típicas de rios amazônicos de águas claras, possuem fertilidade intermediária (JUNK *et al.*, 2011).

O rio Tapajós, assim como os demais corpos d'água amazônicos contribui para o equilíbrio do ciclo hidrológico (FEARNSIDE, 2015). Adicionalmente é utilizado como uma importante hidrovia e área de lazer (SILVA; PELEJA; MELO, 2019). De acordo com o ranking do saneamento básico das 100 maiores cidades do Brasil, Santarém ocupa a 97ª posição desta classificação (INSTITUTO TRATA BRASIL, 2020). E, embora esteja localizada nos domínios do grande Aquífero Alter do Chão (MENDES *et al.*, 2019), muitas comunidades habitantes das margens do rio, utilizam a água deste manancial não tratada adequadamente para o seu consumo (SÁ *et al.*, 2010). O consumo de água dos rios é uma situação rotineira na região, pois boa parte das comunidades ribeirinhas amazônicas coletam

água do rio sem tratamento adequado para o consumo humano (VIGGIANI; PINHEIRO, 2018). Além disso, o rio Tapajós fornece pescado comercializado na região e o peixe capturado é uma importante fonte de proteína animal para os moradores das comunidades ribeirinhas (KEPPELER; HALLWASS; SILVANO, 2017; HALLWASS; SCHIAVETTI; SILVANO, 2019).

Na bacia do rio Tapajós, o crescimento populacional, a mineração, queimadas, desmatamento, atividades agropecuárias, pavimentação de rodovia são fatores que evidenciam transformações na região que podem afetar negativamente o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos (NASCIMENTO *et al.*, 2014; SOUZA, 2017; LOBO *et al.*, 2017; NUNES; HALLWASS; SILVANO, 2019). Nesta bacia, pesquisadores verificaram que, em termos de uso da água, em cenários de mudanças climáticas, as tendências de expansão e intensificação agropecuária levam a grandes impactos futuros em relação à poluição e uso da água, afetando até mesmo áreas protegidas nesta bacia hidrográfica (AYLA *et al.*, 2016).

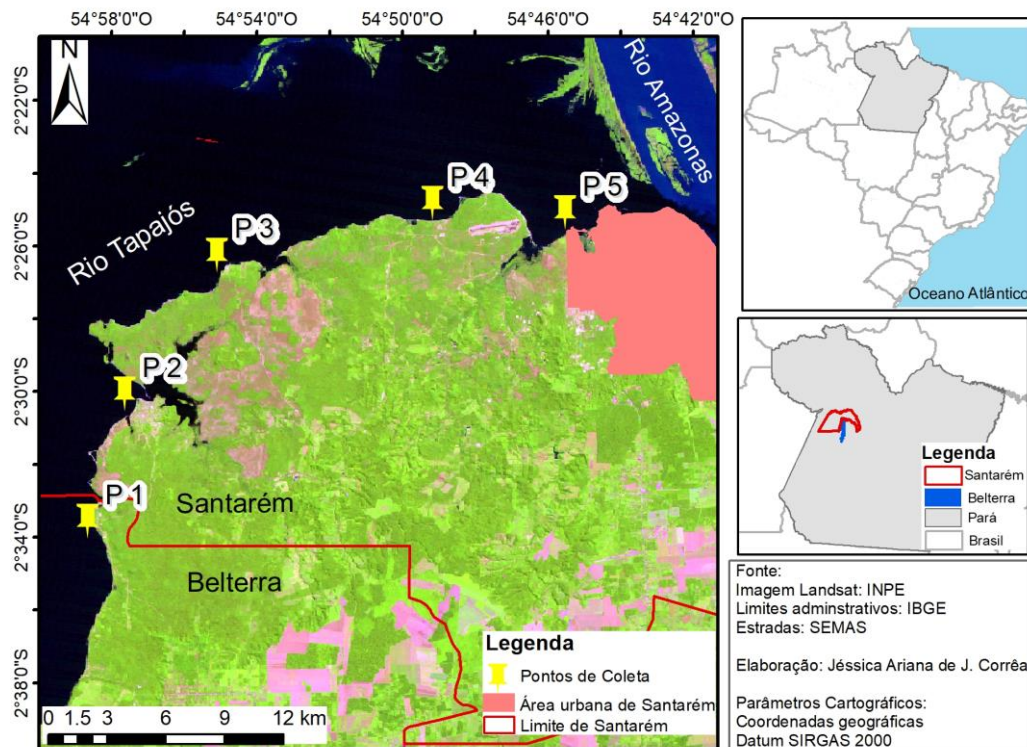
Para o presente estudo, a escolha dos pontos de coleta foi efetuada inicialmente através da visualização da área em imagem de satélite através do Google Earth, respeitando uma distância mínima de cerca de 10 Km entre si. Na sequência, realizou-se uma coleta piloto no período de dezembro de 2016 a fim de conhecer os pontos de coleta e adequar as técnicas de campo assim como as técnicas laboratoriais. Estes pontos estão localizados no baixo curso do rio Tapajós, em áreas distribuídas no município de Santarém e de Belterra. O baixo rio Tapajós é mais largo que os trechos superiores, e próximo a área da foz flui para o Amazonas que é maior e possui águas brancas, ricas em nutrientes (KEPPELER; HALLWASS; SILVANO, 2017). No total, foram demarcados cinco pontos de coletas, em um trecho na margem direita do baixo rio Tapajós ao longo de um ano (janeiro a dezembro de 2017), configurando uma amostragem temporal/longitudinal: Pindobal- P1, localizado no município de Belterra e Cajueiro- P2, Ponta de Pedras- P3, Pajuçara- P4 e Maracanã- P5, localizados no município de Santarém (Tabela 1 e Figura 2).

**Tabela 1** – Coordenadas geográficas dos pontos de coleta estudados na margem direita do rio Tapajós no período de janeiro a dezembro de 2017.

Pontos	Balneário/Praia	Latitude (S)	Longitude (W)
P1	Pindobal	02°33'40,2"	54°58'36,3"
P2	Cajueiro/Alter do Chão	02°30'03,5"	54°57'26,3"
P3	Ponta de Pedras	02°26'23,4"	54°55'02,9"
P4	Pajuçara	02°25'10,0"	54°49'04,1"
P5	Maracanã	02°25'34,8"	54°45'25,9"

Fonte: Autora (2020).

**Figura 2:** Localização dos cinco pontos de coleta estudados na margem direita do rio Tapajós no período de janeiro a dezembro de 2017. Onde: Pindobal- P1, Cajueiro- P2, Ponta de Pedras- P3, Pajuçara- P4 e Maracanã- P5.



Fonte: Autora (2020).

Entre os pontos amostrados, Pindobal (P1) é o local mais distante da área urbana do município de Santarém, enquanto Maracanã (P5) é o mais próximo a este município e à foz do rio Tapajós. Todos os pontos são ambientes utilizados como balneários em que é frequente a presença de banhistas. Nestas praias, além do banho, são praticados esportes aquáticos, caminhadas ecológicas, relaxamento, contemplação dentre outras atividades recreativas. A seguir apresentam-se aspectos fisiográficos observados nas cinco praias nas quais localizam-se os pontos amostrais (Figura 3).

O ponto 1 distancia-se do município de Santarém por cerca de 50 Km. Pindobal comporta hotéis, pousadas, bares, restaurantes e barracas com a comercialização de produtos

alimentícios regionais. Na área próxima ao ponto de coleta é possível visualizar trechos de vegetação ripária.

O ponto 2 está localizado na praia do Cajueiro em Alter do Chão. É uma praia cercada por condomínios, hotéis, pousadas, bares, restaurantes e barracas com venda de comidas regionais dentre outros empreendimentos. Nesta praia é frequente o ancoramento de embarcações de médio porte. Aos arredores do ponto de coleta existe escassa vegetação ripária.

O ponto 3 está situado na Comunidade Ponta de Pedras. Esta praia possui pousadas e barracas com venda de iguarias típicas da região. Neste local destacam-se as formações rochosas emergentes em uma área nas margens do rio. Nas proximidades do ponto de coleta observa-se a presença de vegetação ripária.

Dentre os pontos de coleta, o ponto, 4 em Pajuçara é a segunda praia de mais fácil acesso a cidade de Santarém. Localizada na Comunidade de Pajuçara, esta praia possui uma rede de propriedades particulares instaladas nas margens do rio, a partir das quais é realizado o acesso ao rio Tapajós. Para chegar até o rio, é necessário descer uma escadaria em virtude do desnivelamento do relevo. Neste ambiente, tem-se a instalação de pousadas, bares e restaurantes de pequeno e médio porte, além de barracas para venda de cardápio da gastronomia regional. Próximo à área de coleta existe a presença de vegetação ripária.

O ponto 5, Maracanã é uma praia localizada na área urbana, em um bairro do município de Santarém que recebe este mesmo nome. É uma área que se localiza nas proximidades de grandes empreendimentos como hotéis, condomínios, shopping, além de restaurantes e das tradicionais barracas com serviço gastronômico regional. Neste local frequente a ancoragem de embarcações de pequeno e médio porte. Adjacente ao ponto de coleta, a cobertura vegetal foi em boa parte suprimida, restando parcialmente vegetação ripária.

**Figura 3:** Localização dos cinco pontos de coleta estudados na margem direita do rio Tapajós. Onde: Pindobal- P1, Cajueiro- P2, Ponta de Pedras- P3, Pajuçara- P4 e Maracanã- P5.



Fonte: Autora (2020).

### 3.2 Amostras e Procedimentos Analíticos

As coletas foram efetuadas em escala mensal no período de janeiro a dezembro de 2017, sempre no período matutino, totalizando 60 amostras referentes às 12 campanhas de coleta. Em outubro e novembro houve perda de material relativo ao fitoplâncton não havendo, portanto, dados referentes a esse período. Nas coletas, obtiveram-se amostras de água para as análises quantitativas e qualitativas do fitoplâncton, assim como para variáveis abióticas e bióticas. Foram analisadas as seguintes variáveis:

i) Variáveis abióticas: precipitação (mm), cota hidrométrica (cm), velocidade do vento ( $\text{K.h}^{-1}$ ), turbidez (UNT), transparência da água (m), potencial Hidrogeniônico-pH, condutividade elétrica ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ ), sólidos totais dissolvidos ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), oxigênio dissolvido ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), temperatura da água ( $^{\circ}\text{C}$ ), nitrogênio amoniacal total ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), nitrato ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) e fósforo total ( $\text{mg.L}^{-1}$ ).

ii) Variáveis bióticas: clorofila-*a* ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ), riqueza específica (nº de espécies) e densidade populacional ( $\text{cel.mL}^{-1}$ ).

Os dados meteorológicos da precipitação pluviométrica para a caracterização dos períodos do regime pluviométrico foram obtidos junto ao Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), estação automática: Santarém-A250, código OMM: 81707. Para a caracterização do período de chuva e estiagem, os meses de janeiro a junho são considerados os meses chuvosos e de julho a dezembro o período de estiagem segundo série histórica da pluviosidade para a região (BRASIL, 2018). Para a caracterização das fases da hidrógrafa fluvial foram utilizados os dados da cota hidrométrica do rio na área de drenagem do rio Tapajós coletados pelo Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos e disponibilizados no Portal HIDROWEB, estação Santarém, código 17900000. Neste sentido, na determinação das fases do ciclo hidrográfico, a fase de enchente corresponde aos meses de janeiro a março, a fase de águas altas se estende de abril a junho, a fase de vazante de julho a setembro e a fase de águas baixas de outubro a dezembro de acordo com dados das séries históricas da cota hidrométrica para região (BENTES *et al.*, 2018; BRASIL, 2019). A velocidade do vento foi medida em campo com um anemômetro digital, marca SIMS, modelo 74951.

Em campo, o georeferenciamento foi realizado com GPS marca GARMIN, modelo 50. Foram obtidas as medidas de transparência da água pela profundidade de extinção do disco de Secchi. Também foram tomadas as medidas do potencial Hidrogeniônico com um potenciômetro de pH portátil marca TECNOPON, modelo mPA-210p; de condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos através do condutivímetro portátil marca TECNOPON, modelo mCA-150P; oxigênio dissolvido ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) e temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) com um oxímetro da marca LOVIBOND®, modelo Senso Direct 150. As medidas de turbidez foram efetuadas em turbidímetro de bancada, da marca Smart, pelo método nefelométrico. Todas estas análises foram efetuadas conforme preconizado pela APHA (2012).

O estudo foi centrado na região de margem do rio e, todas as amostras foram coletadas a cerca de 30 cm abaixo da superfície da água. Para as quantificações de nitrogênio amoniacal total (íon amônio -  $\text{NH}_4^+$  e amônia -  $\text{NH}_3$ ), nitrato, fósforo total e clorofila-*a*, 1.000 ml de amostras foram armazenadas em frascos escuros de polietilenotereftalato (PET) previamente identificados, e mantidos à  $4^{\circ}\text{C}$  até o momento das análises.

As amostras para a análise qualitativa do fitoplâncton foram coletadas através de arrastos horizontais com rede de plâncton com abertura de malha de 20  $\mu\text{m}$ . Foram armazenados 100 ml de amostra em frascos de vidro tipo “Snap” previamente identificados e etiquetados e imediatamente fixadas em formol a 4%. Para a análise quantitativa, as amostras foram coletadas em frascos de vidro Snap e prontamente preservadas com lugol 100 ml de amostra.

No Laboratório, as amostras para quantificação de nitrogênio amoniacal total e nitrato dissolvidos foram filtradas em filtros de fibra de vidro (0,45  $\mu\text{m}$ , Gelman Sciences) e analisadas pelo método colorimétrico por meio de um colorímetro de bancada da marca Smart. As concentrações de fósforo total foram medidas em amostras de água bruta, efetuadas com espectrofotômetro de absorção molecular, modelo SP 220- BIOSPECTRO, pelo método de redução com ácido ascórbico. Todas as análises das concentrações destes nutrientes seguiram a norma preconizada pela APHA (2012).

Para obtenção das concentrações de clorofila-*a* um volume de amostras entre 200 a 2.000 mL foi filtrado em filtro de fibra de vidro (0,45  $\mu\text{m}$ , Gelman Sciences) e analisado em espectrofotômetro de absorção molecular, modelo SP 220- BIOSPECTRO, nos comprimentos de onda de 665 e 750 nm, pelo método tricromático de Strickland e Pearsons (1968).



Em laboratório, a identificação taxonômica do fitoplâncton foi efetuada com base nas características morfológicas e morfométricas observadas em microscopia óptica (ZEISS, Axio Lab.A1) com base na literatura especializada, tais como: Komárek e Anagnostidis (1986, 1989, 1998) e Anagnostidis e Komárek (1985). Para cada amostra foram analisadas quatro lâminas, sendo uma corada com tinta nanquim, para verificação da presença da bainha de mucilagem. A identificação taxonômica foi feita ao nível de gênero e, quando possível, chegou-se até espécie, e a riqueza em espécies foi estimada pelo número de táxons por amostra.

A análise quantitativa foi realizada de acordo com a metodologia descrita por Utermöhl (1958), em microscópio invertido (Zeiss – Axiovert A1) em aumento de 400 vezes com o auxílio de câmaras de sedimentação de 25 mL. A densidade de cianobactérias e demais organismos fitoplanctônicos foi expressa em células por mililitro ( $\text{cel.mL}^{-1}$ ) para fins de adequação a normativa vigente quanto a densidade celular (BRASIL, 2005; BRASIL, 2017).

A qualidade da água do rio Tapajós quanto a condição de balneabilidade foi avaliada de acordo a Resolução CONAMA 274/2000 (BRASIL, 2001) quanto a presença de florações. A densidade de cianobactérias foi comparada com os indicadores do padrão de qualidade das águas superficiais no âmbito Resolução CONAMA 357/2005 para águas doces Classe 2 (BRASIL, 2005). Ademais verificou-se os parâmetros clorofila-*a*, pH, turbidez, oxigênio dissolvido, amônia, nitrato e fósforo total frente a referida normativa (Tabela 2) (BRASIL, 2005).

**Tabela 2-** Valores de referência para os parâmetros investigados para águas classe 2 segundo a Resolução CONAMA nº 357/2005.

<b>Parâmetro</b>	<b>VMP- RESOLUÇÃO CONAMA 357/2005</b>
Cianobactérias	até 50.000 $\text{cel.mL}^{-1}$
Clorofila- <i>a</i>	até 30 $\mu\text{g.L}^{-1}$
pH	6,0 a 9,0
Turbidez	até 100 UNT
OD	não inferior a 5 $\text{mg.L}^{-1}$ O <sub>2</sub>
Amônia	3,7 $\text{mg.L}^{-1}$ N, para pH $\leq$ 7,5
Nitrato	10,0 $\text{mg.L}^{-1}$
Fósforo Total	1,0 $\text{mg.L}^{-1}$

Legenda: pH: potencial hidrogeniônico; OD: Oxigênio Dissolvido; VMP: valor máximo permitido.

A qualidade da água do rio Tapajós quanto a condição de potabilidade foi avaliada de acordo com o VMP para a presença de cianobactérias na água. Adotou-se o VMP para águas Classe 2 segundo as diretrizes da Portaria de Consolidação nº 5 do Ministério da Saúde, de 28 de setembro de 2017, Anexo XX (PRC MS/GM nº 5/2017) a qual determina o valor máximo de células de cianobactérias no ponto de captação do manancial superficial de águas destinadas ao consumo humano (BRASIL, 2017). Adicionalmente, verificou-se os parâmetros turbidez, sólidos totais dissolvidos, amônia e nitrato frente a referida normativa (Tabela 3) (BRASIL, 2017).

**Tabela 3-** Valores de referência para os parâmetros investigados quanto a potabilidade para águas classe 2 segundo a Portaria de Consolidação nº 5 do Ministério da Saúde nº 5/2017.

<b>Parâmetro</b>	<b>VMP Portaria de Consolidação nº 5/2017</b>
Cianobactérias	até 20.000 cel.mL <sup>-1</sup>
Turbidez	até 5 UNT
STD	até 1.000 mg.L <sup>-1</sup>
Amônia	até 1,5 mg.L <sup>-1</sup>
Nitrato	até 10,0 mg.L <sup>-1</sup>

Legenda: STD: solidos totais dissolvidos; VMP: valor máximo permitido.

### 3.3 Análises Estatísticas

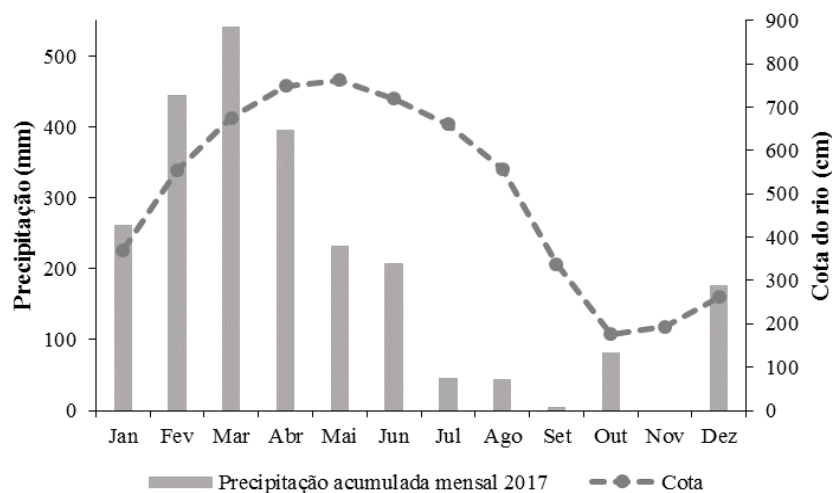
A Análise de Variância Unifatorial ( $p < 0,05\%$ ) foi utilizada para avaliar a variação espacial (entre pontos), bem como temporal (período de chuva e estiagem; fases do ciclo hidrográfico) da riqueza e da densidade de cianobactérias e das demais variáveis bióticas e abióticas foi aplicada a Análise de Variância Unifatorial ( $p < 0,05\%$ ). Estas análises estatísticas foram efetuadas com o auxílio do Software SAS, versão 9.0 (SAS®, 2002). No intuito de verificar possíveis correlações entre os parâmetros abióticos e da clorofila-*a* com a riqueza e densidade de cianobactérias realizou-se a Análise de Correlação de Pearson ( $p < 0,05\%$ ), através do software PAST, versão 3.26 (HAMMER, 2019).

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 Parâmetros Meteorológicos e Limnológicos na Região do Baixo Rio Tapajós

Os valores mensais da precipitação acumulada expressam a variação da chuva ao longo do ano na área de estudo (Figura 4), com a precipitação média acumulada de 202,45 mm. Estes valores estão congruentes com o padrão observado para a região conforme série histórica da precipitação apresentada na Figura 1. Ao avaliar o regime pluvial da região no período de coleta, observa-se que de janeiro a junho existe a maior precipitação, sendo março o ápice do período chuvoso (Figura 4). Com relação a cota hidrométrica, janeiro a março compreende a fase de enchente, e março marca o final da enchente e início do período de águas altas do rio. Durante os meses de abril a junho o rio atinge o pico das águas altas, seguido de queda nos meses consecutivos, de julho a novembro, sendo de outubro até a primeira quinzena de dezembro, o período em que o nível do rio diminui consideravelmente. Assim, os meses de julho a setembro compreendem a fase de vazante e de outubro a dezembro o período de águas baixas (Figura 4) corroborando com a série histórica da cota hidrométrica do rio Tapajós apresentada por Bentes *et al.* (2018).

**Figura 4** – Valores de Precipitação e cota do nível do rio para a região de estudo no baixo rio Tapajós durante o período de janeiro a dezembro de 2019. Fonte: INMET e Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos.



Fonte: Autora (2020).

A velocidade do vento atingiu em média  $6,3 \pm 2,1 \text{ Km.h}^{-1}$  e não foi verificada diferença entre os pontos de coleta ( $F=1,03$ ;  $p=0,40$ ), entretanto foram encontradas diferenças temporais. Ventos mais fortes foram registrados de setembro a outubro, e durante o período de estiagem, os ventos foram cinco vezes mais intensos que no período chuvoso ( $F= 28,52$ ;  $p= 0,00$ ) e foi significativamente mais intenso no período de águas baixas ( $F=20,37$ ;  $p= 0,00$ ).

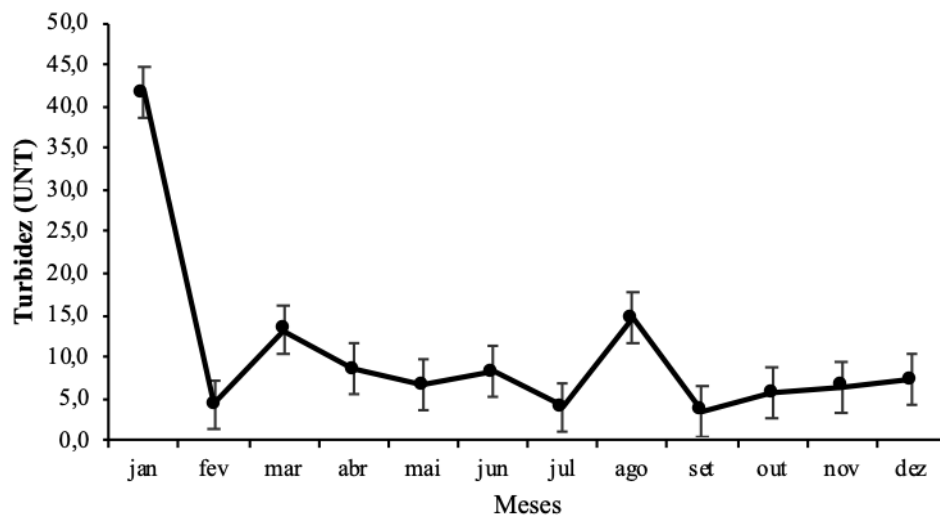
No presente estudo apenas as variáveis turbidez ( $F= 3,30$ ;  $p= 0,02$ ) e transparência da água ( $F= 2,91$ ;  $p= 0,03$ ) apresentaram variação espacial significativa. Para a turbidez, os valores médios mais elevados foram registrados em P5, sendo que este diferenciou-se de P1 e P2 e, os demais foram semelhantes entre si. Quanto a transparência da água, P5 destaca-se pela baixa transparência da água, e a diferença entre os pontos amostrais esteve apenas entre P1 e P5, com os maiores e menores valores respectivamente. Segundo Esteves *et al.* (2011) a transparência da água é influenciada pela turbidez da água uma vez que a turbidez é a medida de sua capacidade em dispersar a radiação solar, e a transparência da água é o oposto. Dessa forma, a reduzida transparência da água verificada em P5, pode ser atribuída a presença de elevada turbidez, assim como os baixos valores em P1 correspondem a baixa turbidez da água. Localizado na praia do Maracanã, P5 é o ponto mais próximo à área urbana, ocorrendo o inverso em P1 localizado na praia de Pindobal, de maneira que as diferenças temporais quanto a estas variáveis limnológicas podem ser um indicativo da maior pressão antrópica em P5, sendo indicado mais estudos neste sentido.

Pode-se observar que o rio Tapajós, no trecho investigado, apresenta grande amplitude na turbidez, chegando a valores mínimos de  $3,5 \pm 1,5 \text{ UNT}$  em setembro a  $41,6 \pm 40,5 \text{ UNT}$  em janeiro (Figura 5), com média para o período de  $10,3 \pm 10,4 \text{ UNT}$ . Durante a maior parte do período de estudo os valores de turbidez estiveram entre 5 UNT a 10 UNT porém, no mês de janeiro foi o período em que a maioria dos pontos de coleta apresentou valores mais elevados de turbidez, isto pode ser justificado pela maior incidência de chuvas na região neste mês caracterizado como o início da estação chuvosa. Quando agrupados em dois períodos, verificou-se diferença com valores mais elevados no período de chuva ( $F= 9,89$ ;  $p= 0,03$ ). Na rotina de coletas verificou-se que após uma chuva forte, a água do manancial fica visivelmente turva, devido ao carregamento dos sedimentos das margens pela enxurrada, justificando as maiores medidas de turbidez associadas a eventos de chuva.

Da mesma forma foram encontradas diferenças entre as fases do ciclo hidrológico ( $F= 5,55$ ;  $p= 0,00$ ), sendo a fase de vazante a que apresentou os menores valores de turbidez

enquanto a fase de enchente apresentou os maiores valores de turbidez, sendo que esta fase coincide com o período de chuvas. Durante o período chuvoso, pode ocorrer a erosão do solo as margens do rio promovendo a entrada de sedimentos, e isto pode ser intensificado por atividades humanas (DUARTE; GIODA, 2014). Este fenômeno de erosão pode ter ocorrido durante a fase da enchente no rio Tapajós, momento em que coincide com o período chuvoso, período de maior carreamento de sedimentos para o corpo hídrico, elevando as medidas de turbidez.

**Figura 5** – Valores médios da turbidez (UNT) medidos nos pontos de coleta na margem direita do baixo rio Tapajós no período de janeiro de 2017 a dezembro de 2017.



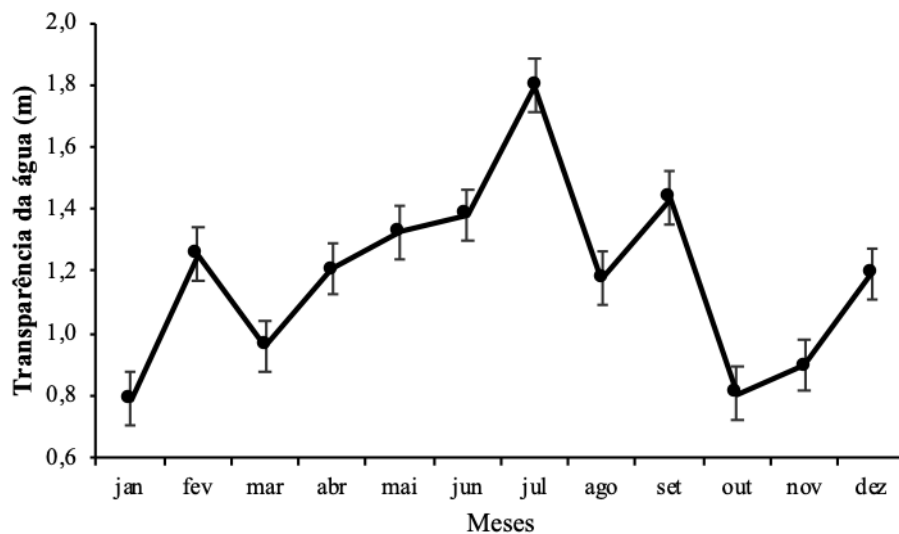
Fonte: Autora (2020).

A água do rio Tapajós esteve em média menos transparente em janeiro e outubro com  $0,8 \pm 0,2$  m e  $0,8 \pm 0,3$  m respectivamente e, mais transparente em julho com  $1,8 \pm 0,3$  m (Figura 6), com média para o período de  $1,2 \text{ m} \pm 0,3$  m. O rio Tapajós é conhecido por suas águas límpidas, entretanto, neste estudo a transparência da água do rio esteve 1,9 m menos transparente quando comparada a pesquisa pioneira efetuada neste manancial na década de 60 por Schmidt (1982). Neste sentido, observa-se que as medidas da transparência da água no baixo rio Tapajós estão cada vez menores possivelmente em função do uso e ocupação do solo na área de drenagem da bacia conforme sugerido por Silva; Peleja e Melo (2019) e Lobo *et al.* (2017).

A água esteve um pouco mais transparente no período de estiagem, todavia não foi encontrada diferença significativa quanto ao período de chuva e estiagem ( $F= 0,35$ ;  $p= 0,56$ ). Por outro lado, houve diferença entre as fases do ciclo hidrológico (transparência fases- $F=$

6,41;  $p= 0,00$ ) onde a fase de vazante, com a maior transparência, diferenciou-se de todas as demais, exceto das águas altas.

**Figura 6-** Valores médios de Transparência da água (m) medidos nos pontos de coleta na margem direita do baixo rio Tapajós no período de janeiro de 2017 a dezembro de 2017.



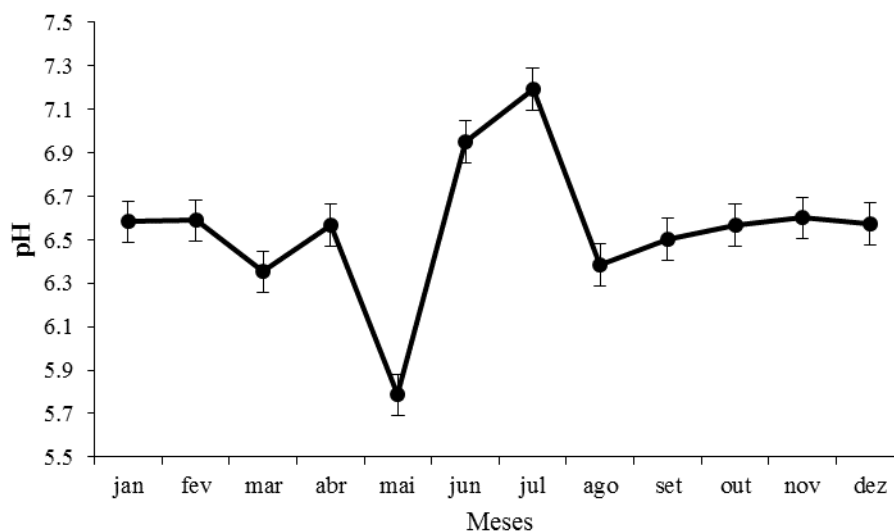
Fonte: Autora (2020).

O valor médio do pH para o período foi de  $6,6 \pm 0,3$ , apresentou oscilações mensais com tendência a acidez (Figura 7), não sendo verificado variação espacial significativa entre os pontos de coleta ( $F=0,49$ ;  $p=0,74$ ). Verificou-se uma queda no valor médio do pH com acidificação da água em maio e, o inverso foi observado em junho e julho, com valores de pH em torno de 7. A elevação do pH tem sido historicamente registrada no rio Tapajós e é um indicativo da presença abundante de carbono inorgânico dissolvido na forma de bicarbonato (TAPAJÓS *et al.*, 2011). Os dados levantados podem estar relacionados à atividade fotossintética fitoplanctônica, que proporciona a remoção de  $CO_2$  da água durante a fotossíntese, e que também pode elevar o pH da água através do consumo de íons  $H^+$  (ESTEVEVES *et al.*, 2011).

Temporalmente, foi observada diferença entre período de chuva e de estiagem ( $F= 4,56$ ;  $p= 0,04$ ) onde a água esteve mais ácida no período chuvoso, porém quando analisadas as fases do ciclo hidrológico não houve diferença significativa ( $F= 2,60$ ;  $p= 0,06$ ). Estes resultados sugerem que a precipitação é uma variável importante para as oscilações do pH no

rio Tapajós. Nos ecossistemas aquáticos naturais, as variações na concentração do pH são de complexa interpretação dada a possibilidade de inúmeros fatores que podem influenciá-la, como por exemplo a presença de íons e moléculas orgânicas (ESTEVEES *et al.*, 2011). No presente estudo, é possível que no período chuvoso, possa ter ocorrido maior a entrada de ácidos orgânicos provenientes da decomposição de matéria orgânica carregada pela chuva, o que explicaria a característica mais ácida da água neste período.

**Figura 7** – Valores médios do potencial hidrogeniônico- pH medidos nos pontos de coleta na margem direita do baixo rio Tapajós no período de janeiro de 2017 a dezembro de 2017.



Fonte: Autora (2020).

Os valores de condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos foram bastante semelhantes, ambos não apresentaram diferenças espaciais, porém apresentaram diferenças temporais. Para a condutividade elétrica as maiores medidas foram verificadas em P5, sem ter sido detectada diferença significativa entre os pontos de coleta ( $F= 1,50$ ;  $p= 0,22$ ), contudo, foram encontradas diferenças temporais entre as amostragens. O menor valor foi obtido em abril, com  $12,2 \pm 0,5 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , enquanto os valores mais elevados foram constatados entre os meses de junho a dezembro, com medidas variando de  $15,5 \pm 0,7$  no mês de junho a  $18,3 \pm 9,8 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  no mês de novembro, sendo os os meses de outubro e novembro aqueles como os maiores valores médios (Figura 8), momento em que foram registrados os menores valores de precipitação e quando a cota do rio se encontrava mais baixa.

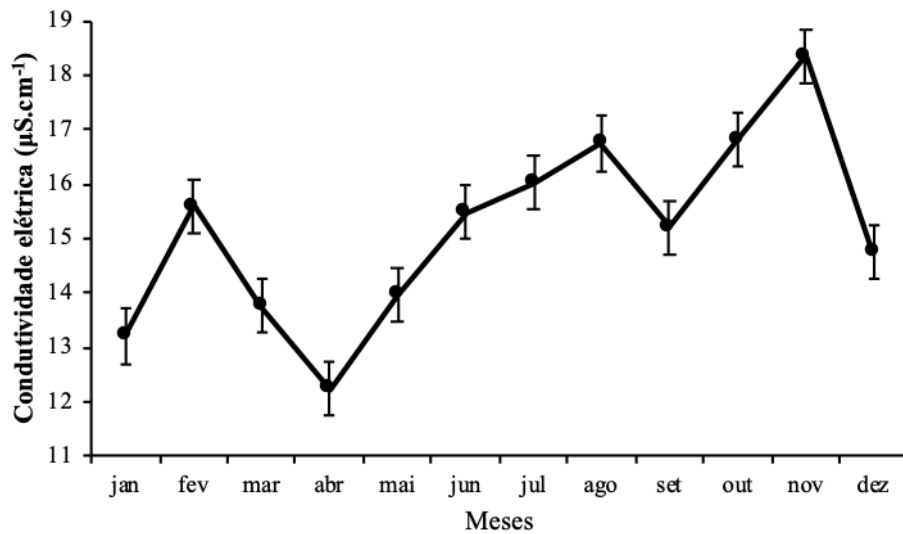
Foi encontrado diferença nos valores de condutividade elétrica entre período de chuva e estiagem ( $F= 7,59$ ;  $p= 0,01$ ), estando mais elevada na estiagem e, também entre as fases do

ciclo hidrológico ( $F= 7,10$ ;  $p= 0,00$ ), em que na fase da vazante apresentou maior condutividade elétrica, sendo esta fase a que apresentou diferença, quando comparada às demais fases. Desta forma, observa-se temporalidade nas medidas de condutividade elétrica no rio Tapajós, sendo baixa no período chuvoso, na fase de águas altas e, elevada nos meses com baixa precipitação e cota do rio, indicando a concentração de íons a qual pode ter sido influenciada pelo revolvimento do sedimento pela ação do vento neste período, enquanto as menores concentrações podem ter sido resultado do efeito de diluição no volume d'água.

A condutividade elétrica é determinada pela presença de íons, que conferem à água a capacidade de transmitir corrente elétrica e é um parâmetro que apresenta comportamento temporal, onde os íons mais diretamente responsáveis pelos valores desta variável são os macronutrientes, enquanto íons da série nitrogenada e fósforo têm pouca influência (ESTEVEZ *et al.*, 2011). Desta forma, as menores concentrações registradas no período chuvoso podem estar relacionadas à contribuição do fator de diluição de íons no grande volume d'água do rio. Portanto, por estar relacionada as concentrações de íons, a condutividade elétrica representa uma medida indireta da concentração de poluentes, e em geral, níveis superiores a  $100 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  indicam ambientes altamente impactados (JÚNIOR, 2019) o que não é o caso deste trecho do rio Tapajós em que as maiores medidas de condutividade elétrica foram inferiores a  $20 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . Por outro lado, quando comparados as maiores medidas de condutividade elétrica verificadas no presente estudo, às maiores medidas obtidas em estudo pioneiro no rio Tapajós, realizado por Schmidt (1982) verifica-se tendência a elevação na atualidade, indicando que para esta variável o rio Tapajós sofreu modificações ao longo de aproximadamente 60 anos.



**Figura 8** - Valores médios da condutividade elétrica ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) medidos nos pontos de coleta na margem direita do baixo rio Tapajós no período de janeiro de 2017 a dezembro de 2017.



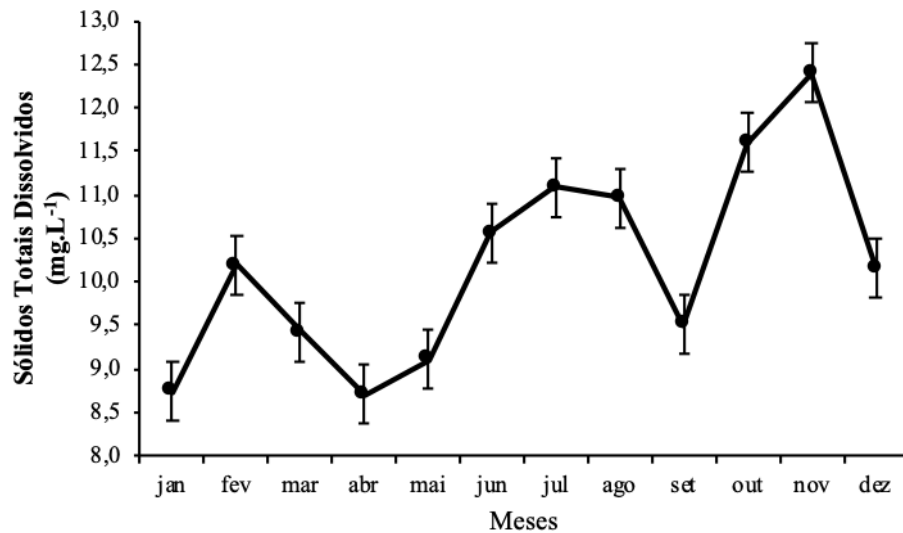
Fonte: Autora (2020).

Quanto aos valores de sólidos totais dissolvidos, as medidas tenderam a seguir a mesma distribuição entre os pontos, com exceção de P5 local em que ocorreram as maiores medidas, todavia não foram encontradas diferenças significativas entre os pontos amostrados ( $F=1,86$ ;  $p= 0,13$ ), porém foram encontradas diferenças temporais. O menor valor médio mensal de sólidos totais dissolvidos foi de  $8,7\pm 0,3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  em janeiro e abril, e o máximo foi  $12,4\pm 6,5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  em novembro (Figura 9), com média para todo o período de  $10,2\pm 1,2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . Foram encontradas diferenças com relação aos valores de sólidos totais dissolvidos entre período de chuva e estiagem ( $F= 7,77$ ;  $p= 0,01$ ) e entre as fases do ciclo hidrológico ( $F= 3,99$ ;  $p= 0,01$ ), de forma que a vazante, com valores mais elevados, diferenciou-se da enchente e das águas altas. Assim as maiores medidas deste parâmetro ocorreram no período de estiagem e, nas fases de vazante e águas baixas, de forma semelhante a condutividade elétrica.

Os sólidos totais dissolvidos são compostos por substâncias dissolvidas, de composição orgânica e ou inorgânica (VON SPERLING, 2005). Nos corpos d'água, os sólidos têm origem a partir de processos como decomposição e influência da precipitação, ou atividades antrópicas como erosão resultante do desordenado uso do solo e lançamento de efluentes (JÚNIOR, 2019). Neste sentido, existe a possibilidade de assim como a condutividade elétrica, os menores valores de sólidos totais dissolvidos serem resultado do

efeito de diluição enquanto os maiores valores podem ter ocorrido devido a ressuspensão do sedimento ambos influenciados pelo regime de precipitação e pelo ciclo hidrográfico.

**Figura 9-** Valores médios de sólidos totais dissolvidos ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) medidos nos pontos de coleta na margem direita do baixo rio Tapajós no período de janeiro de 2017 a dezembro de 2017.



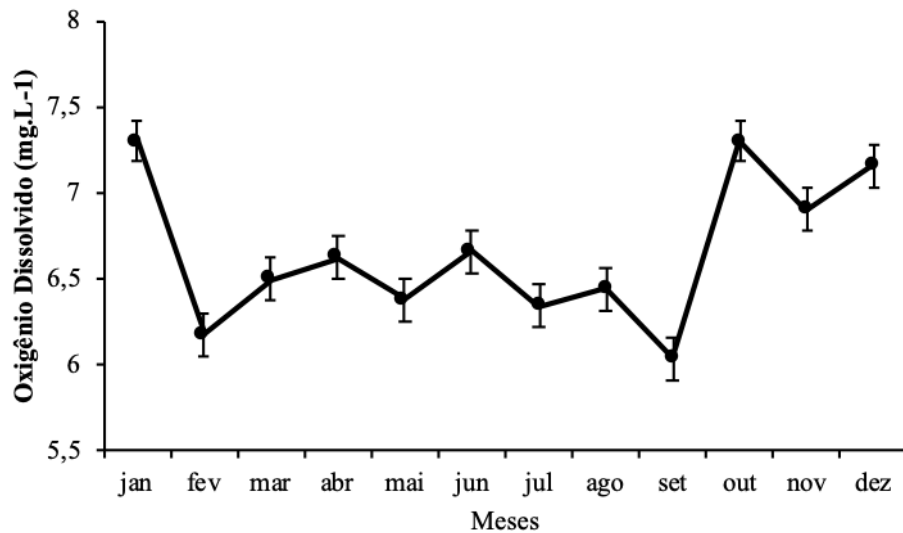
Fonte: Autora (2020).

Durante o período de estudo as medidas de oxigênio dissolvido não apresentaram diferenças entre os pontos amostrais ( $F= 0,49$ ;  $p= 0,74$ ). A concentração de oxigênio dissolvido apresentou valores médios mensais variando de  $6,0 \pm 0,1 \text{ mg.L}^{-1}$  em setembro a  $7,3 \pm 0,4 \text{ mg.L}^{-1}$  em janeiro e outubro (Figura 10), mantendo-se elevados, também, durante os meses de novembro e dezembro, com média para o período de  $6,7 \pm 0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ .

Quando os resultados foram analisados considerando o período de estiagem e de chuva, observou-se uma tendência de maiores valores no período de estiagem, no entanto, sem diferença estatística ( $F= 0,42$ ;  $p= 0,52$ ). Por outro lado, houve diferença quando analisadas as fases do ciclo hidrográfico ( $F= 9,28$ ;  $p= 0,00$ ) em que a fase de águas baixas diferenciou-se de todas as fases apresentando as maiores concentrações. Nos ambientes aquáticos, as principais fontes naturais de oxigênio são a atividade fitoplanctônica a qual por meio da fotossíntese libera este elemento, além das trocas atmosféricas, enquanto sua depleção se dá principalmente devido ao consumo proveniente da decomposição de matéria orgânica e respiração de organismos aquáticos (ESTEVES *et al.*, 2011). Dessa maneira, as maiores concentrações de oxigênio dissolvido durante as águas baixas indicam elevada atividade fitoplanctônica. Além disso, podem ser resultantes das maiores intensidades do

vento registradas nesta pesquisa durante o período de águas baixas, provocando agitação da água e elevando a concentração de oxigênio nesse período.

**Figura 10-** Valores médios de oxigênio dissolvido ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) medidos nos pontos de coleta na margem direita do baixo rio Tapajós no período de janeiro de 2017 a dezembro de 2017.

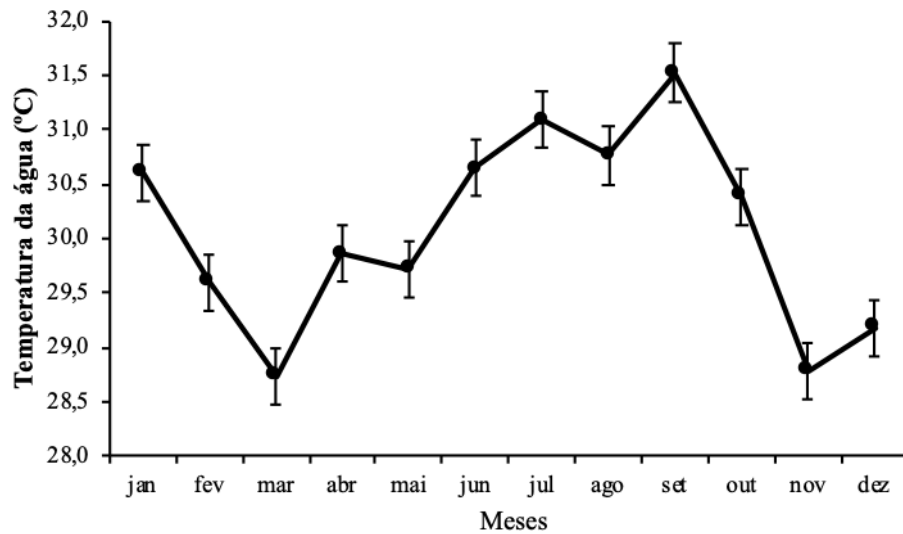


Fonte: Autora (2020).

A temperatura da água não apresentou diferenças com relação aos pontos investigados ( $F= 0,73$ ;  $p= 0,58$ ). Ao longo do ano a temperatura média da água variou de  $28,7\pm 0,4$  °C em março, período de maior oferta de chuvas, a  $31,5\pm 0,5$  °C em setembro (Figura 11), período de pico da estiagem, com média para o período de  $30,1\pm 0,9$  °C.

Apesar de apresentar ligeira tendência a elevações no período de estiagem, não foi encontrada diferença significativa da temperatura da água com relação ao período de chuva e estiagem ( $F= 2,26$ ;  $p= 0,14$ ). Contudo, quando consideradas as fases do ciclo hidrológico, a temperatura da água atingiu valores mais elevados na fase da vazante do rio, período que diferenciou-se de todos os outros com relação a temperatura da água ( $F= 10,04$ ;  $p= 0,00$ ). Segundo Martorano *et al.* (2017) nesta região o clima é quente o ano inteiro, assim esta baixa variabilidade da temperatura atmosférica corrobora ausência da variação na temperatura da água quanto a oferta de chuvas. Por outro lado, valores mais elevados da temperatura da água durante a vazante podem ter ocorrido porque o vento, promovendo a turbulência da água, provoca a redistribuição do calor por toda a massa de água elevando a temperatura da água conforme relata Esteves *et al.* (2011).

**Figura 11-** Valores médios de Temperatura da água (°C) medidos nos pontos de coleta na margem direita do baixo rio Tapajós no período de janeiro de 2017 a dezembro de 2017.

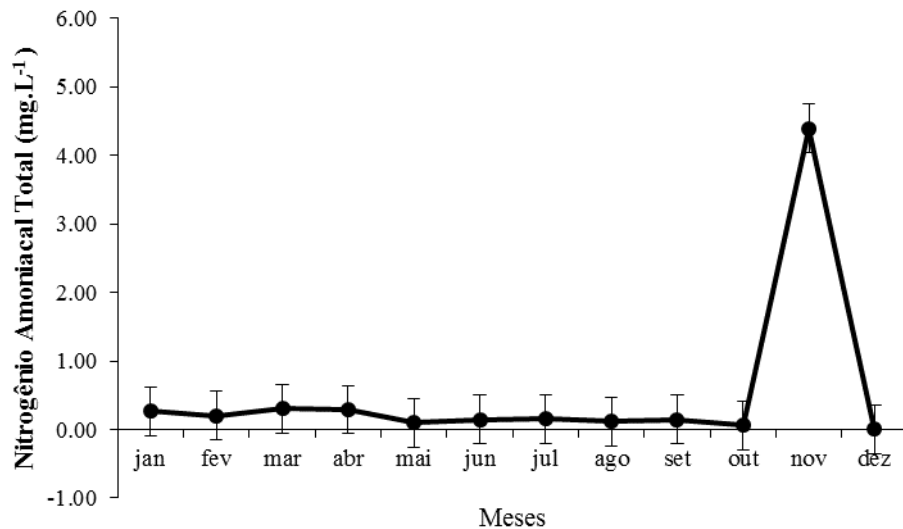


Fonte: Autora (2020).

Em relação as concentrações de nutrientes, nitrogênio amoniacal total, nitrato e fósforo, quando comparados os pontos de coleta não apresentaram diferenças significativas (nitrogênio amoniacal total- $F = 0,09$ ;  $p = 0,98$ ; nitrato  $F = 0,76$ ;  $p = 0,56$ ; fósforo - $F = 0,24$ ;  $p = 0,91$ ), porém, temporalmente apresentaram diferenças.

Os valores mensais médios de nitrogênio amoniacal total variaram de não detectáveis em dezembro a  $4,39 \pm 1,69 \text{ mg.L}^{-1}$  em novembro (Figura 12), com média para o período de  $0,51 \pm 1,23 \text{ mg.L}^{-1}$ . Quando agrupados em dois períodos, no período chuvoso foram registrados os maiores valores ( $F = 32,37$ ;  $p = 0,00$ ). Comportamento semelhante foi verificado quando comparado as fases do ciclo hidrológico ( $F = 24,69$ ;  $p = 0,00$ ), a fase de enchente com os maiores valores e a fase de águas baixas com os menores valores, fases que se diferenciaram de todas as demais.

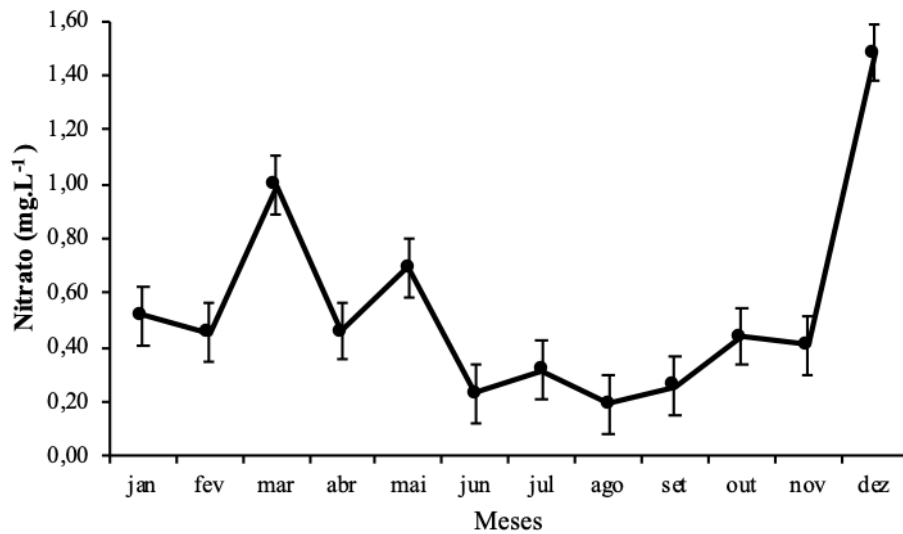
**Figura 12-** Valores médios de nitrogênio amoniacal total ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) medidos nos pontos de coleta na margem direita do baixo rio Tapajós no período de janeiro de 2017 a dezembro de 2017.



Fonte: Autora (2020).

Em relação aos valores de nitrato, os meses amostrados apresentaram concentrações de nitrato com valores médios variando de  $0,19 \pm 0,07 \text{ mg.L}^{-1}$  em agosto, a  $1,48 \pm 0,54 \text{ mg.L}^{-1}$  em dezembro (Figura 13), com média de  $0,54 \pm 0,05 \text{ mg.L}^{-1}$  para o período. Diferenças, foram constatadas quando os dados foram agrupados nos períodos de chuva e de estiagem ( $F= 7,03$ ;  $p= 0,01$ ) e entre as quatro fases do ciclo hidrológico ( $F= 4,73$ ;  $p= 0,01$ ). Os valores mais elevados das concentrações de nitrato foram registrados no período chuvoso e na fase de enchente, e os menores valores na fase de vazante, sendo enchente e vazante as únicas fases diferentes entre si. Os valores de nitrato registrados nesta pesquisa apresentaram considerável elevação quando comparados a estudo pretérito realizado por Schmidt (1982) no rio Tapajós, em que a maior medida de nitrato foi  $0,004 \text{ mg.L}^{-1}$  sugerindo que o rio esteve recebendo maior aporte deste nutriente no período da pesquisa. De modo geral, a água do rio Tapajós esteve mais enriquecida por nitrato do que por nitrogênio amoniacal total. O nitrato é o produto final da estabilização aeróbia do nitrogênio orgânico, indicando portanto, contaminação remota, podendo ter origens nas mudanças de uso e ocupação do solo na bacia de drenagem (VON SPERLING, 2005).

**Figura 13-** Valores médios de nitrato ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) medidos nos pontos de coleta na margem direita do baixo rio Tapajós no período de janeiro de 2017 a dezembro de 2017.

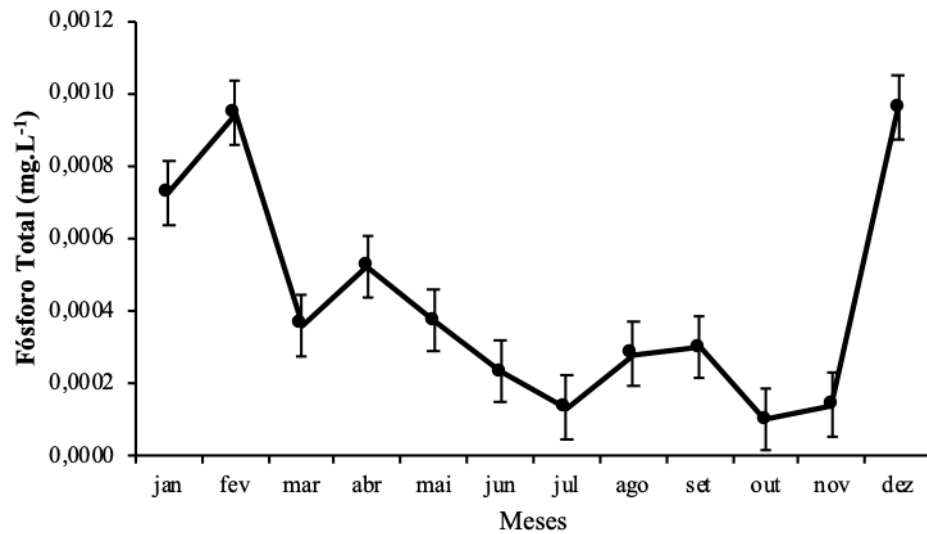


Fonte: Autora (2020).

O fósforo total apresentou baixos valores ao longo do estudo, com as concentrações médias mensais variando entre  $0,0001 \pm 0,0001$  em julho, outubro e novembro, a  $0,0010 \text{ mg.L}^{-1}$  em dezembro (Figura 14), com média para o período de  $0,0004 \pm 0,0003 \text{ mg.L}^{-1}$ . Quando agrupados em dois períodos não houve diferença significativa entre período de chuva e estiagem ( $F= 3,10$ ;  $p= 0,08$ ), da mesma forma não foram encontradas diferenças entre as fases do ciclo hidrológico ( $F= 1,29$ ;  $p= 0,29$ ).

Observa-se que este nutriente assim como o nitrato, atingiu a sua maior concentração no período de dezembro, fase de transição entre o final da estiagem e o início do período chuvoso e, passagem das águas baixas para a enchente. No período que antecede o início das chuvas ocorre o aumento de áreas atingidas por queimadas na região (SOUZA *et al.*, 2019) de maneira que com a chegada das chuvas a carga nutricional proveniente da queima pode atingir os corpos hídricos (SAMPAIO *et al.*, 2003). Ademais, o período de dezembro corresponde ao momento em que a região sai de um longo período de ausência de chuvas, para a fase das primeiras chuvas, em que materiais advindos do escoamento da liteira da floresta, da lavagem da bacia de drenagem, com esgotos e efluentes, possivelmente chegam ao corpo d'água e podem estar fornecendo o incremento de nutrientes na água.

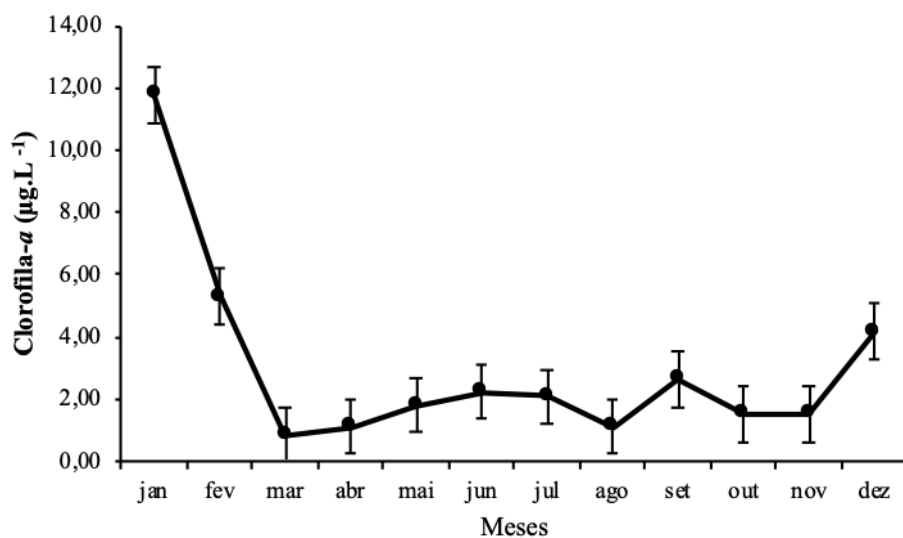
**Figura 14** – Valores médios de fósforo total ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) medidos nos pontos de coleta na margem direita do baixo rio Tapajós no período de janeiro de 2017 a dezembro de 2017.



Fonte: Autora (2020).

Em relação as concentrações de clorofila-*a* (Figura 15) não foram registradas diferenças significativas entre os pontos amostrais ( $F= 0,25$ ;  $p= 0,91$ ) evidenciando que a produtividade primária neste corpo d'água esteve relativamente semelhante ao longo do trecho investigado. A concentração média mensal, no entanto, variou com valores de clorofila-*a* de  $0,84 \pm 0,76 \mu\text{g.L}^{-1}$  em março a  $11,77 \pm 9,85 \mu\text{g.L}^{-1}$  em janeiro.

**Figura 15** – Valores médios de clorofila-*a* ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) medidos nos pontos de coleta na margem direita do baixo rio Tapajós no período de janeiro de 2017 a dezembro de 2017.



Fonte: Autora (2020).

A clorofila-*a*, assim como constatado para os resultados de nitrato e fósforo total, apresentou maiores valores no mês de janeiro, onde também ocorreu um pico nos níveis de oxigênio dissolvido. Concentrações elevadas de oxigênio na coluna d'água tem sido associadas à atividade fotossintética do fitoplâncton (ESTEVEZ *et al.*, 2011). Ademais, não foram encontradas diferenças entre período de chuva e estiagem ( $F= 0,00$ ;  $p= 0,97$ ) e entre as fases do ciclo hidrográfico ( $F= 0,72$ ;  $p= 0,54$ ). Por tratar-se de um pigmento fotossintetizante presente nos organismos fitoplanctônicos, as medidas de clorofila-*a* são um indicador da presença de fitoplâncton no ambiente aquático (SANT'ANNA *et al.*, 2006) e as medidas deste fotopigmento, podem apresentar alta variabilidade, tendo em vista as diferenças de tamanho, volume e conteúdo celular dos organismos (TORGAN, 1989).

A média de clorofila-*a* para todo período foi de  $3,02 \pm 3,06 \mu\text{g.L}^{-1}$ . Valores semelhantes foram encontrados em outros estudos no rio Tapajós e em outros rios de águas claras (SILVA; PELEJA; MELO, 2019; COSTA; NOVO; TELMER, 2013; RUDORFF *et al.*, 2007; SOUSA *et al.*, 2015) (Tabela 4). Rios de águas claras são caracterizados por uma alta produção de fitoplâncton principalmente em função da disponibilidade de luz, comparável à dos lagos de várzea (MOREIRA-TURCQ *et al.*, 2003). Em relação a outros rios da Amazônia, o rio Tapajós detém as maiores concentrações de clorofila-*a* (COSTA; NOVO; TELMER, 2013). As concentrações médias de clorofila-*a* verificadas por diferentes pesquisadores na água do rio Tapajós e em outros rios de águas claras estão apresentadas na tabela 4.

**Tabela 4-** Comparação da concentração de clorofila-*a* em rios da Amazônia de acordo com diferentes estudos.

<b>Rio</b>	<b>Clorofila-<i>a</i></b>	<b>Autor</b>
Rio Tapajós	4,2 águas baixas	Este estudo
	1,7 águas altas	
Rio Tapajós	3,4 águas baixas	Silva; Peleja; Melo, 2019
	1,5 águas altas	
Rio Tapajós	2,1 águas baixas	Costa <i>et al.</i> , 2013
	18,3 águas altas	
Rio Tapajós	3,4 águas altas	Rudorff <i>et al.</i> , 2007
Rio Trombetas	2,7 águas baixas	Costa; Novo; Telmer, 2013
	1,5 águas altas	
Rios do Arquipélago do Marajó	5,63 águas baixas	Sousa <i>et al.</i> , (2015)
	1,64 águas altas	

Fonte: Autora (2020).

Os resultados desta pesquisa indicam que no período chuvoso houve menor intensidade de ventos, a água esteve ácida, mais turva e, houve uma maior concentração de nitrogênio além de baixa condutividade elétrica e menores valores de sólidos totais



dissolvidos. Em contrapartida, no período de estiagem os ventos estiveram cinco vezes mais intensos que no período chuvoso, o pH esteve menos ácido, a água menos turva. Condições de baixa turbidez são favoráveis ao desenvolvimento planctônico pois propicia a entrada de luz, facilitando o processo fotossintético e, a elevação do pH tem sido reconhecida como um resultado da atividade fotossintética do fitoplâncton (ESTEVES *et al.*, 2011). Por outro lado, diferentemente dos demais organismos fitoplanctônicos, as cianobactérias possuem características de regulação de fluatibilidade as quais lhes permitem vantagem na competição por energia luminosa em ambientes mais turvos, e maior na obtenção de nutrientes a medida em que podem locomover-se para camadas da coluna d'água em que haja maior disponibilidade nutricional (HYENSTRAND; BLOMQUIST; PETTERSSON, 1998).

Na estiagem o nitrogênio amoniacal total esteve em média reduzido num fator de duas vezes quando comparada ao período chuvoso e, foram também detectadas menores concentrações de nitrato. Desta forma, acredita-se que a área investigada está suscetível a pulsos sazonais de entrada de nutrientes através de dois mecanismos. Um incremento nutricional em virtude do escoamento superficial na área de drenagem da bacia influenciado pela precipitação pluviométrica, sendo este incremento diluído pelo volume da água. E outro mecanismo não monitorado nesta pesquisa, pode ser através da ressuspensão de nutrientes do sedimento liberados pelo revolvimento deste e pela mistura da coluna d'água através da ação de ventos fortes, no período de estiagem e águas baixas. Este fenômeno foi relatado por Roland, Esteves e Barbosa (1997) os quais verificaram que durante o período de águas baixas diferentes processos, como a ação do vento em ambientes rasos e a bioturbação de sedimentos, promovem a heterogeneidade do ambiente e aumentam as concentrações de nutrientes e a produtividade primária do fitoplâncton no ambiente aquático.

## 4.2 Caracterização Biológica na Região do Baixo rio Tapajós

### 4.2.1 Riqueza Específica

Foram identificados 64 táxons compondo a biota fitoplânctônica do rio Tapajós no trecho estudado. As maiores riquezas em espécies foram registradas para Chlorophyta (30 espécies) e Cyanobacteria (22 espécies). Além destes grupos foram registrados Bacillariophyta, Euglenophyta, Criptophyta e Dinophyta (Tabela 5).

**Tabela 5** – Riqueza específica do fitoplâncton encontrado nos cinco pontos de coleta na margem direita do rio Tapajós, em todo o período de estudo.

(Continua) Meses	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Dez
Período pluviométrico	Chuva				Estiagem					
Fase da hidrógrafa	Enchente		Águas Altas			Vazante		Águas Baixas		
<b>Cyanobacteria</b>										
<i>Aphanocapsa elachista</i>		X	X			X	X	X	X	X
<i>Aphanocapsa holsatica</i>		X	X					X	X	X
<i>Dolichospermum crassum</i>	X									X
<i>Dolichospermum planctonico</i>						X	X	X	X	X
<i>Dolichospermum solitarium</i>										X
<i>Dolichospermum circinale</i>	X	X	X		X	X	X	X	X	X
<i>Dolichospermum spiroides</i>	X				X	X		X	X	X
<i>Lyngbya</i> sp.1			X				X			
<i>Lyngbya</i> sp.2	X	X	X	X	X		X	X	X	X
<i>Merismopedia elegans</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Merismopedia glauca</i>						X		X	X	
<i>Merismopedia tenuissima</i>	X	X	X		X	X	X	X		X
<i>Microcystis aeruginosa</i>	X	X			X	X		X	X	X
<i>Microcystis panniformis</i>	X	X	X	X		X	X	X	X	X
<i>Microcystis wesenbergii</i>	X					X		X	X	
<i>Planktothrix</i> sp.	X							X	X	X
<i>Pseudanabaena galeata</i>	X			X	X	X	X	X	X	X
<i>Pseudanabaena</i> sp.	X	X	X	X	X	X	X	X		
<i>Rhabdoderma</i> sp.							X	X		
<i>Romeria</i> sp.								X		
<i>Spirulina</i> sp.					X	X				
<i>Synechococcus</i> sp.	X	X	X	X		X	X	X	X	X
<b>Chlorophyta</b>										
<i>Ankistrodesmus</i> sp.	X	X				X	X	X		
<i>Clorella</i> sp.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Closterium</i> sp.	X	X	X	X	X	X		X	X	X



(Conclusão) Meses	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Dez
Período pluviométrico	Chuva			Estiagem						
Fase da hidrógrafa	Enchente		Águas Altas			Vazante		Águas Baixas		
<b>Euglenophyta</b>										
<i>Trachelomonas</i> sp.		X	X	X	X	X	X	X	X	X
<b>Chryptophyta</b>										
<i>Cryptomonas</i> sp.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<b>Dinophyta</b>										
<i>Peridinium</i> sp.							X	X	X	X

Fonte: Autora (2020).

Pesquisas realizadas neste ambiente e em outros corpos d'água da região amazônica verificaram menor riqueza específica de cianobactérias quando comparada a outros grupos fitoplanctônicos (UHERKOVICH, 1976; UHERKOVICH, 1981; MONTEIRO *et al.*, 2009, MELO; HUSZAR, 2000; CUNHA *et al.*, 2013). Cunha *et al.* (2013) em investigação da biodiversidade do fitoplâncton nos rios Araguari e Falsino, rios Amazônicos de água clara, verificaram menor riqueza de cianobactérias associadas ao tempo de retenção da água na porção de rio em que há um reservatório. Enquanto Melo e Huszar (2000), em estudo da estrutura da comunidade fitoplânctônica em um lago Amazônico sob influência do rio Trombetas, identificaram a baixa riqueza de cianobactérias relacionada a propriedades físicas ambientais como a estratificação e mistura da coluna d'água, segundo os quais estas propriedades são frequentemente os determinantes mais fortes da dinâmica do fitoplâncton.

As cianobactérias estiveram presentes em todas as amostras analisadas, sendo que os 22 táxons registrados estiveram distribuídos em 11 gêneros: *Dolichospermum* (5 espécies), *Merismopedia* (3 espécies), *Microcystis* (3 espécies), *Aphanocapsa* (2 espécies), *Lyngbya* (2 espécies), *Pseudanabaena* (2 espécies), *Planktothrix* (1 espécie), *Rhabdoderma* (1 espécie), *Romeria* (1 espécie), *Spirulina* (1 espécie) e *Synechococcus* (1 espécie). Quando comparado com um estudo publicado recentemente por Silva; Peleja e Melo (2019) que analisaram as cianobactérias coletas entre 2010 e 2011 em um ponto de coleta, verificou-se um aumento em relação ao número de gêneros, de 10 para 11, e no de espécies, de 11 para 22 espécies.

A partir de 11 coletas no rio Tapajós durante os anos de 1940, 1941, 1946 e 1968, Uherkovich (1976) registrou 13 táxons de cianobactérias. Aquele autor apresentou dois táxons predominantes de cianobactérias que foram *Microcystis aeruginosa* e *Oscillatoria limosa* (=

*Planktothrix*). Enquanto *Anabaena* (= *Dolichospermum*) foi encontrado em 4 amostras e, *Merismopedia*, *Phormidium* e *Pleurocapsa* em coletas isoladas.

Quando comparados os resultados da composição de cianobactérias no rio Tapajós às pesquisas pretéritas, realizadas por Silva, Peleja e Melo (2019) e por Uherkovich (1976) neste corpo d'água, verificou-se considerável elevação na riqueza específica deste grupo, sendo *Microcystis*, *Dolichospermum*, *Merismopedia* e *Planktothrix* os gêneros presentes nos estudos anteriores e no presente. Diante do evidente aumento da riqueza em espécies de cianobactérias nesta pesquisa quando comparada aos estudos supra citados, acredita-se que este seja o resultado de uma maior especialização de recursos humanos e experiência na identificação destes microorganismos.

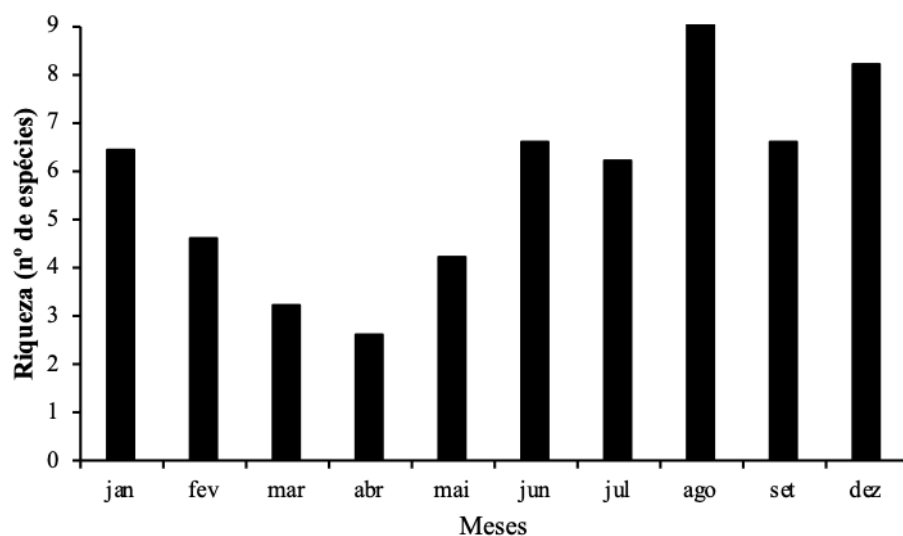
Não houve diferença da riqueza de cianobactérias entre os pontos investigados ( $F=0,66$ ;  $p = 0,62$ ) da mesma forma como não houve variação espacial da maioria dos parâmetros abióticos. Este resultado denota relativa semelhança ambiental entre os pontos amostrados verificada a partir das análises de variáveis meteorológicas e limnológicas no baixo rio Tapajós. Por outro lado, quando analisados os valores médios mensais de riqueza específica de cianobactérias, estes variaram de  $3\pm 2$  espécies em abril a  $9\pm 1$  espécies em agosto. Neste sentido, observou-se a elevação no número de espécies registradas concentrando-se nos últimos meses do ano (Figura 16).

Foram registradas  $5\pm 2$  espécies no período chuvoso a  $8\pm 2$  espécies de cianobactérias no período de estiagem. Enquanto nas fases do ciclo hidrográfico os valores médios foram de  $5\pm 2$  espécies na enchente,  $4\pm 2$  nas águas altas,  $7\pm 2$  espécies na vazante e 8 espécies de cianobactérias nas águas baixas. Quando analisadas as médias de riqueza de cianobactérias entre ao período de chuva e estiagem ( $F=24,69$ ;  $p = 0,00$ ) e entre as fases do ciclo hidrográfico ( $F= 8,22$ ;  $p = 0,00$ ) houve diferença significativa para ambos.

Conforme demonstrado pela variação mensal, a riqueza específica de cianobactérias esteve mais elevada no período de menor pluviosidade, que corresponde ao período dos menores níveis de cota do rio (Figura 16). O aumento da turbidez no período chuvoso modifica as condições de iluminação das águas e o alcance da radiação luminosa, influenciando na fotossíntese e no crescimento do fitoplâncton e da vegetação aquática (ESTEVEZ *et al.*, 2011). Dessa maneira é possível que durante o período de estiagem, e fase de vazante e águas baixas, as maiores riquezas de cianobactérias tenham ocorrido dada as

condições de menores valores de turbidez, e portanto condições de melhor aproveitamento da radiação conforme verificado pelo aumento da temperatura da água com a redução do nível da água. Neste sentido, as características adaptativas de regulação de sua fluutuabilidade na coluna d'água (HYENSTRAND; BLOMQVIST; PETTERSSON, 1998) podem ter favorecido a maior riqueza deste grupo em relação aos demais grupos fitoplanctônicos potencializando o aproveitamento da energia luminosa e nutrientes. A capacidade de fixar diretamente o nitrogênio atmosférico (N<sub>2</sub>) através de heterocitos em condições de baixa concentração de nitrogênio (CALIJURI, ALVES; SANTOS, 2006; OLIVER *et al.*, 2012) também pode ter garantido vantagem competitiva às cianobactérias, uma vez que durante o período de estiagem e de níveis menores de cota foi detectado menores concentrações de nitrogênio concomitante aos maiores registros de riqueza específica de cianobactérias. Além disso, nas planícies de inundação amazônicas, durante o período de vazante e águas baixas lagos e rios tornam-se menos conectados e oferecem uma variedade maior de habitats promovendo um maior número de táxons fitoplanctônicos (CARDOSO, *et al.*, 20017). Dessa forma, táxons oriundos de lagos e rios adjacentes podem ter sido dispersos pela ação do vento, ou mesmo pelo transporte no corpo de animais ampliando a riqueza específica no rio Tapajós.

**Figura 16-** Valores médios da riqueza específica de cianobactérias (nº de espécies) encontrada nos pontos de coleta na margem direita do baixo rio Tapajós no período de janeiro de 2017 a dezembro de 2017.

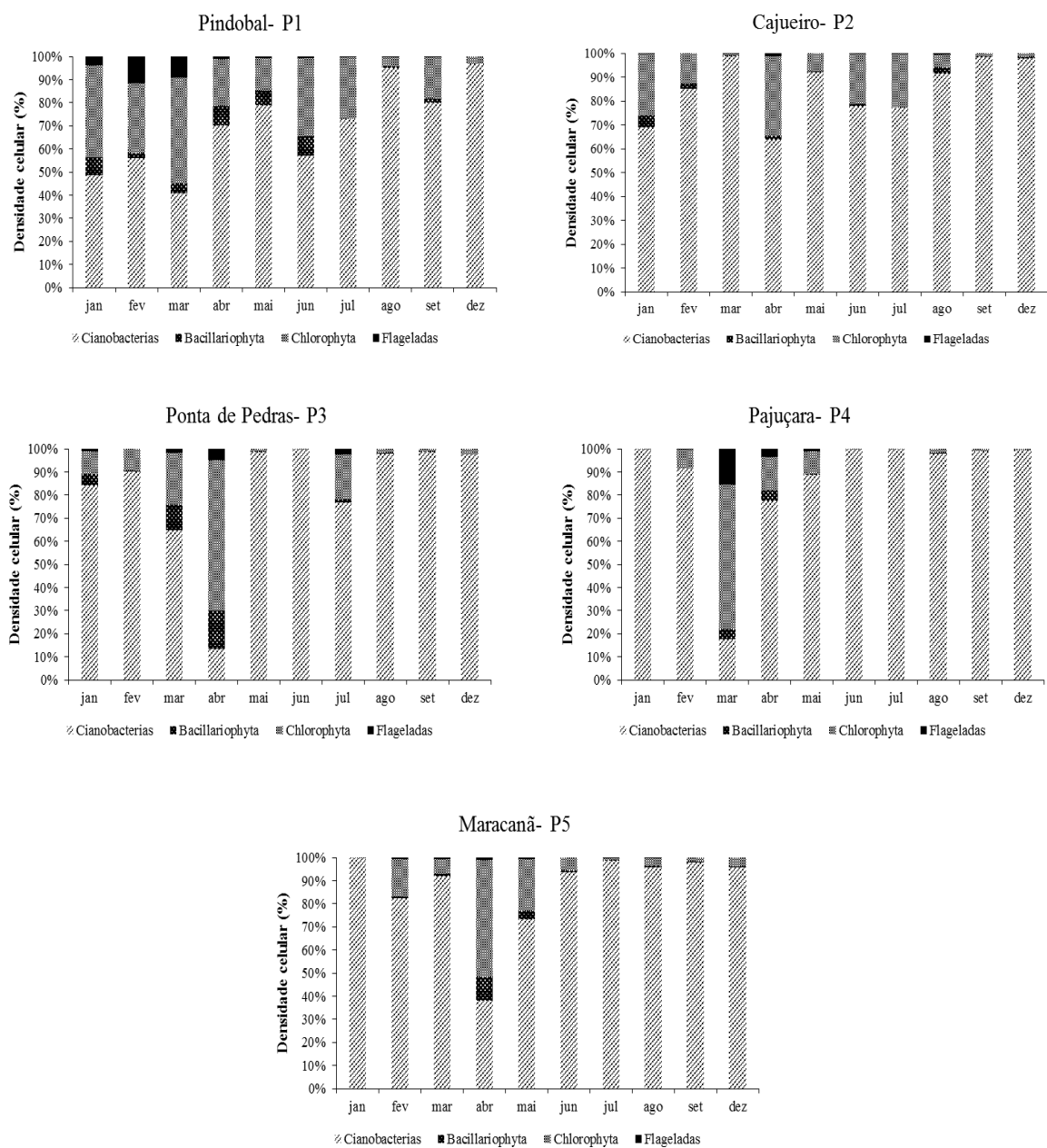


Fonte: Autora (2020).

#### 4.2.2 Densidade Populacional

A densidade populacional de cianobactérias foi predominantemente superior a densidade dos demais grupos do fitoplâncton em todos os pontos amostrais, seguidas das clorófitas, enquanto as algas flageladas tiveram as menores densidades no período de estudo (Figura 17).

**Figura 17**– Valores da densidade populacional fitoplanctônica encontrada nos pontos de coleta no baixo rio Tapajós no período de janeiro de 2017 a dezembro de 2017.



Fonte: Autora (2020).

Pesquisas efetuadas em ambientes aquáticos brasileiros verificaram que, as interações entre os diferentes grupos fitoplânctônicos e seus habitats levam a diferentes resultados na estrutura e dinâmica da população e que, a dominância de cianobactérias ocorre em uma ampla variedade de condições ambientais (SOARES *et al.*, 2013). Segundo a literatura, cianobactérias destacam-se em condições adversas a outros organismos fitoplanctônicos graças a características como, a capacidade de regular sua flutuabilidade e a fixação de nitrogênio atmosférico em algumas espécies (SANT'ANNA *et al.*, 2008, OLIVER *et al.*, 2012).

Neste estudo, os gêneros com maior número de espécies registradas foram notadamente aqueles com características adaptativas especiais, a saber: *Dolichospermum* e *Microcystis* possuem habilidade de regulação de flutuabilidade em função do desenvolvimento de aerótopos e *Microcystis* destaca-se pela presença de bainha muscilaginosa, o que favorece a regulação da flutuação (BEKKER *et al.*, 2004; NEILAN *et al.*, 2013). Dada a sua mobilidade estes organismos podem afundar devido a sua capacidade de submergir na coluna d'água, desaparecendo temporariamente do campo de visão humano (SUTHERS; RISSIK; RICHARDSON, 2019). De maneira que podem ocorrer florações em diferentes profundidades, imperceptíveis visualmente, sendo necessário estudos neste sentido.

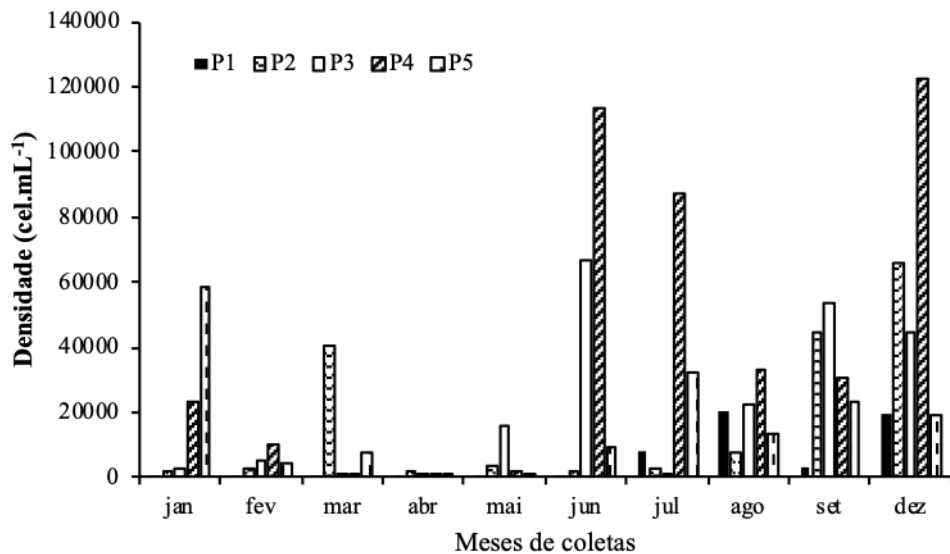
Os valores das densidades populacionais de cianobactérias variaram de 349 cel.mL<sup>-1</sup> a 20.754 cel.mL<sup>-1</sup> no ponto P1, sendo março o mês que apresentou os menores valores e agosto o maior valor. Já no ponto P2 foi observado uma variação entre 1.881 cel.mL<sup>-1</sup> no mês de abril a 66.224 cel.mL<sup>-1</sup> no mês de dezembro. No ponto P3 os valores foram de 133 cel.mL<sup>-1</sup> no mês de abril a 67.060 cel.mL<sup>-1</sup> no mês de junho. Para o ponto P4 verificou-se uma variação entre 63 cel.mL<sup>-1</sup> no mês de março a 122.433 cel.mL<sup>-1</sup> no mês de dezembro. Em P5 os valores oscilaram entre 141 cel.mL<sup>-1</sup> no mês de abril a 58.654 cel.mL<sup>-1</sup> no mês de janeiro.

A variação dos valores da densidade populacional de cianobactérias entre os pontos de coletas e entre os meses estudados pode ser visualizada na Figura 18, tendo a densidade variado de 63 cel.mL<sup>-1</sup> a 122.433 cel.mL<sup>-1</sup>, sendo o ponto P4 no mês de março o que apresentou o menor valor e este mesmo ponto durante o mês de dezembro apresentou o maior valor de densidade populacional. O mês de março é o ápice do período chuvoso e marca o final da enchente e início das águas altas, este foi o mês em que foi registrada a menor temperatura da água, indicando menor disponibilidade de energia luminosa além de ser o período em que foi



detectada a menor concentração de clorofila-*a* confirmando os baixos resultados obtidos para a densidade deste período.

**Figura 18**– Valores da densidade populacional de cianobactérias encontrada nos pontos de coleta na margem direita do baixo rio Tapajós no período de janeiro de 2017 a dezembro de 2017.



Fonte: Autora (2020).

Observa-se que a partir de junho a densidade populacional de cianobactérias elevou-se na maioria dos pontos de coleta e, tanto a menor quanto a maior densidade de cianobactérias ocorreram no ponto P4. Todavia, neste estudo não foi encontrado diferença espacial da densidade de cianobactérias ( $F= 2,35$ ;  $p = 0,07$ ) (Tabela 6), da mesma forma que a riqueza específica, aceitando-se a hipóteses nula para o fator espacial. É provável que este resultado seja um reflexo de certa semelhança ambiental entre os pontos no trecho estudado uma vez que a maioria dos parâmetros abióticos também foram semelhantes nos pontos amostrais.

Mensalmente a densidade média de cianobactérias variou de  $741 \pm 724$  cel.mL<sup>-1</sup> em abril a  $54.472 \pm 42759$  cel.mL<sup>-1</sup> em dezembro, com média para o período de  $20.793 \pm 17108$  cel.mL<sup>-1</sup>. A partir de junho a densidade de cianobactérias mostrou tendência a atingir valores mais elevados que durante os meses iniciais do estudo. Esta tendência acompanhou os picos dos valores de pH, os quais podem ter refletido a elevação deste parâmetro em função da atividade fotossintética (ESTEVEZ *et al.*, 2011), nos meses de junho e julho principalmente. Além disso, a maior floração, registrada em dezembro, coincide com as maiores

concentrações de nitrato e fósforo total e medidas elevadas de oxigênio dissolvido na água do rio Tapajós. Esta concentração nutricional no período de águas baixas é esperada quando as águas dos rios são pobres em nutrientes (CARVALHO *et al.*, 2001) como é o caso do rio Tapajós.

A densidade populacional de cianobactérias foi de  $12.741 \pm 5.433 \text{ cel.mL}^{-1}$  no período chuvoso e  $32.872 \pm 30.688 \text{ cel.mL}^{-1}$  no período de estiagem, de maneira que houve diferença temporal com incremento populacional da densidade no período de menor oferta de chuvas ( $F=10,67$ ;  $p= 0,00$ ) (Tabela 6). Estudos têm identificado temporalidade no desenvolvimento de cianobactérias em ambientes aquáticos, e apontam que florações têm sido intensificadas sob condições de baixa precipitação (REICHWALDT; GHADOUANI, 2012; ROMO *et al.*, 2013), fato corroborado por este estudo.

Os valores médios da densidade populacional de cianobactérias referentes as fases do ciclo hidrográfico foram de  $10.782 \pm 17.110 \text{ cel.mL}^{-1}$  na enchente,  $14.701 \pm 32232 \text{ cel.mL}^{-1}$  nas águas altas,  $25.671 \pm 23099 \text{ cel.mL}^{-1}$  na vazante e  $54.472 \text{ cel.mL}^{-1}$  nas águas baixas, dessa forma, a densidade de cianobactérias também apresentou diferença quanto a estas fases ( $F=10,13$ ;  $p = 0,00$ ) (Tabela 6). Vazante e águas baixas foram semelhantes entre si e apresentaram os maiores valores de densidade de cianobactérias, ambas as fases diferenciaram-se da enchente e águas altas, as quais foram semelhantes entre si. No período de águas baixas por conta do baixo nível dos corpos d'água, diferentes processos, como a ação do vento e a bioturbação de sedimentos proporcionam a elevação das concentrações de nutrientes e a produtividade primária do fitoplâncton (ROLAND *et al.*, 1997). Neste estudo a velocidade do vento foi significativamente maior durante a fase de águas baixas, porém as concentrações de nutricionais foram menores, enquanto a densidade populacional de cianobactérias foi maior.

**Tabela 6-** Resumo da Análise de Variância Unifatorial para as variáveis riqueza e densidade de cianobactérias quanto aos fatores: ponto, período de chuva e estiagem e fase do ciclo hidrográfico.

(Continua) FV	GL	Quadrados Médios	
		Riqueza	Densidade
Pontos	4	0,66	2,35
FV	GL	Quadrados Médios	
		Riqueza	Densidade
Período de chuva e estiagem	1	24,69*	10,67*
(Conclusão) FV	GL	Quadrados Médios	
		Riqueza	Densidade
Ciclo Hidrográfico	3	8,22*	10,13*

Legenda: \* significativo ( $p < 0,05$ ). Fonte: Autora (2020).

Os meses de junho e dezembro citados como o intervalo periódico em que houve o aumento da densidade de cianobactérias, são períodos de transição sazonal. Junho delimita o final do período chuvoso e início da estiagem, assim como o final da fase de águas altas e início da vazante. Da mesma forma dezembro é o ponto de mudança do período de estiagem para o chuvoso e, marca a passagem das águas baixas para o início da enchente. Neste sentido, o desenvolvimento de pronunciada floração no mês de dezembro corrobora o observado em outros trabalhos em que a elevada produtividade primária com destaque do grupo cianobactéria foi encontrada no rio Tapajós durante o mês de dezembro possivelmente dadas as características de transição sazonal deste período (SCHMIDT, 1982; NOVO *et al.*, 2005; SILVA *et al.*, 2012).

Observou-se que nas águas baixas correspondente a estiagem, o valor da densidade de cianobactérias esteve cerca de 3,7 vezes superior ao valor médio encontrado nas águas altas durante o período chuvoso. Como relatado anteriormente, o pronunciado aumento da densidade de cianobactérias ocorrido em dezembro, período de águas baixas e baixa precipitação, foi o momento em que foram medidas as maiores concentrações de nitrato e fósforo total na água do rio Tapajós, elementos reconhecidamente importantes para o florescimento deste grupo (CALIJURI, ALVES; SANTOS, 2006).

A constatação de oscilação da riqueza específica e da densidade de cianobactérias quanto aos fatores período de chuva e estiagem e fases do ciclo hidrográfico confirma a hipótese alternativa da influência da variação temporal na ocorrência e densidade de cianobactérias no baixo rio Tapajós. Neste sentido, mudanças meteorológicas temporais estão

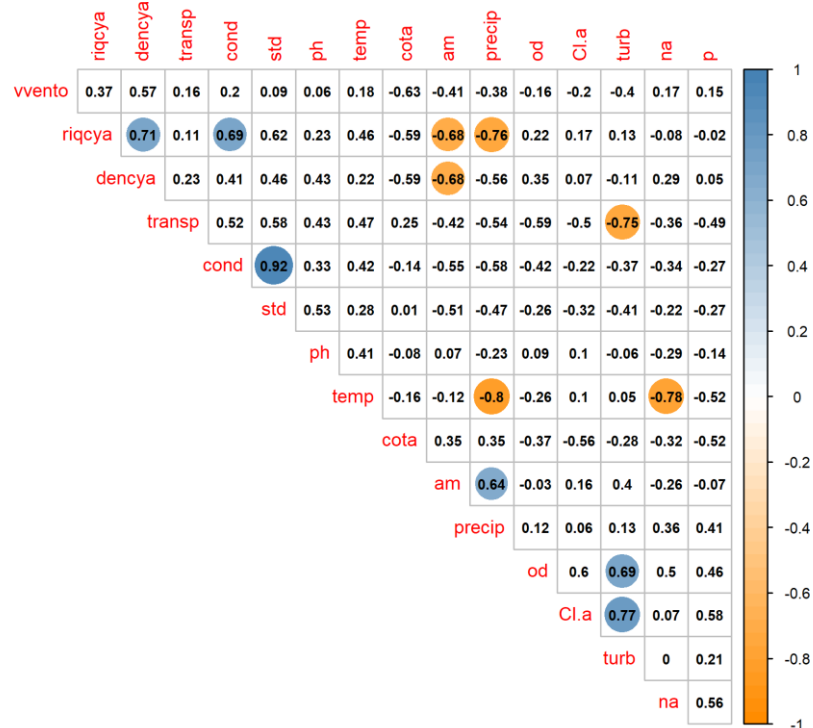
associadas a dinâmica de cianobactérias neste ambiente a medida em que os maiores valores médios de riqueza específica e densidade de cianobactérias ocorreram durante o período de estiagem, correspondente a fase de vazante e águas baixas na região.

Estudos demonstram que em rios que desaguam em ambiente de reservatórios ou de estuários, ocorre a redução na vazão do rio, reduzindo a turbulência, podendo propiciar florações de cianobactérias (HA *et al.*, 1999; HA; JANG; JOO, 2002; BORMANS; FORD; FABBRO, 2005; MITROVIC; HARDWICK; DORANI, 2011). Dessa forma, é provável que haja interferência da hidrodinâmica do rio Tapajós nas florações de cianobactérias, que pode ocorrer por conta do alargamento do canal do rio Tapajós, pela presença de meandros e pelo seu represamento pela água do rio Amazonas em sua região de foz. Estes fatores conferem ao rio Tapajós característica de ambiente semi-lêntico (ROSSETTI, 2014), fator importante para a determinação da limnologia do corpo hídrico e para o desenvolvimento de cianobactérias durante todo o ano.

A distribuição temporal da densidade de cianobactérias registrada neste estudo corrobora com resultados de pesquisas que verificaram maiores densidades de cianobactérias em períodos de estiagem, associados ao baixo volume e vazão de rios (JARDIM *et al.*, 2014; JEONG, K. S.; KIM, D. K; JOO, 2007; HA *et al.*, 1999; KROGMANN; BUTALLA; SPRINKLE e, com aqueles realizados em lagos e rio amazônicos que registraram padrão semelhante com dominância de cianobactérias no período de águas baixas (IBÁÑEZ,1998; MELO; HUSZAR, 2000; BOZELLI *et al.*, 2015; CARDOSO *et al.*, 2017).

Embora não implique em causalidade, o coeficiente de correlação exprime em números essa relação, ou seja, quantifica a relação entre as variáveis, dessa forma, dentre as 16 variáveis selecionadas para compor a matriz de correlação de Pearson, quatro correlacionaram-se significativamente com a riqueza específica de cianobactérias, e uma com a densidade populacional (Figura 19).

**Figura 19:** Gráfico da matriz de correlação de Pearson entre as variáveis biológicas e abióticas amostradas no baixo rio Tapajós. Os valores em destaque significam coeficiente de Pearson significativos ao nível de  $p < 0,05$ .



Legenda: Riqcy: riqueza de cianobactérias; dency: densidade de cianobactérias; transp. transparência da água; cond.: condutividade elétrica; std: sólidos totais dissolvidos; pH: potencial hidrogeniônico; temp.: temperatura; cota: cota pluvial; am.: nitrogênio amoniacal total; precip.: precipitação; od.: oxigênio dissolvido; cl.a: clorofila-*a*; turb.: turbidez; na.: nitrato; p.: fósforo total; vvento: velocidade do vento. Fonte: Autora (2020).

Nestes resultados a correlação entre a riqueza e a precipitação pluviométrica é de  $r = -0,76$ , o que indica que existe uma relação negativa forte entre estas variáveis. Esta é uma evidência de que, a medida em que a precipitação pluviométrica aumenta a riqueza de cianobactérias é reduzida, corroborando com o resultado da Análise de Variância Unifatorial que encontrou diferença entre os períodos de estiagem e chuva quanto a riqueza de cianobactérias. Para a riqueza e a densidade de cianobactérias a correlação encontrada é de  $r = 0,71$ , o que sugere uma relação positiva forte entre ambas.

A riqueza apresenta correlação de  $r = 0,69$  com a condutividade elétrica, indicando associação positiva entre estas. Há correlação negativa entre a riqueza e o nitrogênio amoniacal total com  $r = -0,68$ , a medida em que a riqueza de cianobactérias aumenta, observa-se o decréscimo do nitrogênio amoniacal total (Figura 19). Na região Amazônica, tem-se verificado como variáveis de maior importância na definição da dinâmica da estrutura

fitoplanctônica e dominância de cianobactérias, as variáveis temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e disponibilidade de luz (ALMEIDA; MELO, 2011), destas a condutividade elétrica também apresentou correlação com a riqueza de cianobactérias.

Conforme foi observado, os maiores valores de condutividade elétrica ocorreram no período de estiagem e, podem estar associados ao fato do rio apresentar menor poder de diluição devido ao menor volume d'água, ou por apresentar menor profundidade, estando mais exposto à ação do vento e revolvimento do sedimento disponibilizando inóculos de cianobactérias, e íons que podem favorecer o desenvolvimento de cianobactérias como verificado por Roland (1997) em lago amazônico.

Além da correlação com a riqueza específica de cianobactérias, a densidade correlaciona-se negativamente com o nitrogênio amoniacal total,  $r = -0,68$ . A relação entre estas variáveis é negativa, o que indica que, conforme a densidade de cianobactérias aumenta, o nitrogênio amoniacal total diminui. Estudos demonstram que as cianobactérias preferem amônia ao nitrato (DOKULIL; TEUBNER, 2000) e, uma vez que não são fixadores de nitrogênio atmosférico, o crescimento e a proliferação de *Microcystis*, um dos gêneros predominantes neste estudo, dependem exclusivamente de fontes externas de nitrogênio, principalmente amônia (HARKE *et al.*, 2016). Dessa forma, é possível que estes microorganismos tenham incorporado o nitrogênio, motivo pelo qual pode ser compreendida a correlação negativa entre riqueza e densidade de cianobactérias com o nitrogênio amoniacal total. Este fato fica ainda mais evidente quando observa-se que os maiores valores de nitrogênio amoniacal total foram detectados em novembro, seguidos de uma queda no mês seguinte, a qual coincidiu com os maiores valores da densidade populacional de cianobactérias. Este padrão de aumento da densidade acompanhado da redução do nitrogênio amoniacal total também foi observado em estudo das florações de cianobactérias no rio Doce, em que os autores sugerem a possibilidade da utilização do nitrogênio amoniacal pelas cianobactérias, a medida em que verificaram uma redução nas concentrações dessa espécie de nitrogênio (JARDIM, *et al.*, 2014).

De forma geral, houve correlações entre algumas outras variáveis. Correlacionaram-se a transparência da água e turbidez ( $r = -0,75$ ); a temperatura da água e nitrato ( $r = -0,78$ ); a temperatura da água e precipitação ( $r = -0,8$ ); nestas a relação é negativa, assim, conforme uma variável aumenta, a outra variável diminui. Também foram encontradas correlações entre a condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos ( $r = 0,92$ ); o nitrogênio amoniacal total e

precipitação ( $r= 0,64$ ); o oxigênio dissolvido e turbidez ( $r= 0,69$ ) e a clorofila-*a* e turbidez ( $r= 0,77$ ) e, a relação entre estas variáveis é positiva, desta forma, conforme uma variável aumenta, a outra variável também aumenta.

Este panorama indica que a presença de clorofila-*a* no rio Tapajós contribui para a elevação da turbidez e para a consequente redução da transparência da água. A capacidade de alguns grupos de cianobactérias se regularem na coluna d'água possibilita o seu maior crescimento em detrimento de outros organismos fitoplanctônicos mesmo em condições de elevada turbidez (SUTHERS; RISSIK; RICHARDSON, 2019). A relação entre a turbidez e o oxigênio dissolvido pode ser entendida pelo fato de que em condição de maior turbidez, dada a presença fitoplanctônica, a atividade fotossintética destes organismos tende a elevar as concentrações de oxigênio dissolvido (ESTEVES *et al.*, 2011). Da mesma forma níveis maiores de clorofila-*a* indicam a presença fitoplanctônica na qual predominam cianobactérias conforme a análise quantitativa do fitoplâncton no rio Tapajós.

Diante dos resultados desta pesquisa compreende-se que a as florações de cianobactérias no rio Tapajós não podem ser explicadas por fatores isolados. Assim, as oscilações nos parâmetros abióticos proporcionadas por estas mudanças temporais, atuando de forma conjunta, favorecem este fenômeno, especialmente por tratar-se de um ambiente semi-lêntico. Neste sentido, condições propícias ao desenvolvimento de cianobactérias neste sistema, podem ser cada vez mais favorecidas pelas entradas de nutrientes no cenário de mudanças de uso da terra na região e crescimento demográfico.

Em se tratando de medidas preventivas às florações de cianobactérias na bacia hidrográfica, deve-se priorizar a redução do aporte nutricional no corpo d'água advindos de fontes externas, sendo a manutenção da vegetação ripária uma forma de proteção da qualidade da água de dos corpos d'água (NAIMAN; DECAMPS, 1997), além do tratamento de esgotos e efluentes (VON SPERLING, 2005). Alternativas de soluções de longo prazo concentram-se na referida manutenção da vegetação ripária e, ordenamento do uso e ocupação do solo no intuito de minimizar a erosão e, portanto, o escoamento de nutrientes dentro da bacia hidrográfica, uma vez que as condições hidrodinâmicas de baixa vazão no trecho inferior do rio Tapajós somados as condições de poucas chuvas parecem ser um fator potencializador de florações de cianobactérias potencialmente tóxicas.

Acrescenta-se que no cenário de mudanças climáticas, fatores como o crescimento demográfico, a possibilidade de construção de barragens no rio Tapajós e o uso desordenado do solo com atividades de desmatamento, queimadas, agropecuária intensiva e mineração podem gerar impactos no transporte de vapor d'água na região, serviço ambiental que a floresta Amazônica presta gratuitamente aos demais biomas (FEARNSIDE, 2015; MALAVELLE *et al.*, 2019), assim sugerindo-se novos estudos relacionados a estes fatores. Alterações neste ciclo devem gerar períodos de estiagem cada vez mais prolongados (FEARNSIDE, 2015; LONGO *et al.*, 2018), dessa forma, no ambiente estudado, este cenário de potencial ampliação de períodos secos e assim níveis do rio cada vez mais rasos, poderá propiciar o aumento de condições favoráveis a florações de cianobactérias tóxicas com consequências negativas para saúde ambiental e humana.

### 4.3 Cianobactérias e Qualidade da Água no Baixo Rio Tapajós

O rio Tapajós faz parte do conjunto de belezas naturais que tornam a região Oeste do Pará conhecida internacionalmente (SILVA, 2018). Às margens deste rio formam-se, no período de retraimento das águas, extensas praias de areia branca que atraem banhistas de todos os lugares do mundo. Entretanto, nos últimos anos, pesquisas têm identificado a presença de florações de cianobactérias em trechos do rio Tapajós (SÁ *et al.*, 2010; SILVA; PELEJA; MELO, 2019). Dado o potencial tóxico destes organismos para a biota em especial para a saúde humana, destina-se atenção a esta perspectiva no que se refere a questão recreacional e de saúde (CODD, 2000).

No corrente estudo os valores de densidade populacional de cianobactérias apresentaram grande variação ao longo do período estudado, sendo os meses de março e abril os que apresentaram menores valores, tendo sido o menor valor, 63 cel.mL<sup>-1</sup>, registrado no mês de março e o maior valor, 122.433 cel.mL<sup>-1</sup> no mês de dezembro, ambos no ponto P4 (Tabela 7). Observa-se que houve notável incremento da densidade populacional de cianobactérias nos meses de junho e dezembro, caracterizados como períodos de transição sazonal, marcando a mudança do início e final da estiagem. Este momento corresponde aos meses mais quentes, quando a demanda por água recreativa é maior. É possível afirmar, nesse sentido, que a época mais favorável às florações de cianobactérias no rio Tapajós coincide



com o período de maior visitação de banhistas veranistas, como observado em outras regiões (CHORUS; BARTRAM, 1999; FUNARI *et al.*, 2017; AGUILERA *et al.*, 2018).

A densidade média de cianobactérias ( $20.793 \pm 29.107 \text{ cel.mL}^{-1}$ ) correspondeu a 97% da densidade média do fitoplâncton total no rio Tapajós e, *Microcystis* e *Dolichospermum* foram os gêneros que apresentaram os maiores valores de densidade (Tabela 7).

**Tabela 7-** Valores da densidade populacional de cianobactérias ( $\text{cel. mL}^{-1}$ ) investigados nos pontos de coleta na margem direita do baixo rio Tapajós no período de janeiro de 2017 a dezembro de 2017.

(Continua)		Densidade celular por Taxons ( $\text{cel.mL}^{-1}$ )											
P	Meses	<i>Aph.</i>	<i>Dol.</i>	<i>Lyn.</i>	<i>Mer.</i>	<i>Mic.</i>	<i>Pla.</i>	<i>Pse.</i>	<i>Rha.</i>	<i>Rom.</i>	<i>Spi.</i>	<i>Syne.</i>	Total
1	jan	0	0	0	494	251	0	364	0	0	0	0	1109
	fev	0	0	0	380	411	0	153	0	0	0	0	944
	mar	0	0	255	94	0	0	0	0	0	0	0	349
	abr	0	0	0	0	498	0	459	0	0	0	0	956
	mai	0	0	0	815	0	0	71	0	0	0	0	886
	jun	0	266	0	588	0	0	47	0	0	0	0	901
	jul	0	5153	63	1779	890	0	90	0	0	0	169	8143
	ago	7313	10068	0	282	913	314	1423	31	235	0	176	20754
	set	31	0	1662	251	882	0	741	0	0	0	59	3625
	dez	12650	3355	188	125	2645	0	219	0	0	0	302	19485
2	jan	0	0	63	435	1019	0	466	0	0	0	118	2101
	fev	1407	631	0	294	345	0	24	0	0	0	0	2700
	mar	36665	1626	1916	63	0	0	0	0	0	0	0	40270
	abr	0	0	0	408	662	0	513	0	0	0	298	1881
	mai	0	63	3311	0	0	0	611	0	0	0	0	3985
	jun	0	188	0	415	1086	0	235	0	0	0	0	1924
	jul	0	1027	1148	274	0	0	290	0	0	0	20	2759
	ago	0	541	5894	392	1097	0	141	0	0	0	12	8077
	set	28251	1093	13324	172	1705	0	0	0	0	0	20	44565
	dez	2457	4158	21562	219	35231	2598	0	0	0	0	0	66225
3	jan	0	568	184	944	635	0	227	0	0	0	415	2974
	fev	0	4734	0	0	901	0	0	0	0	0	0	5635
	mar	0	172	0	180	870	0	0	0	0	0	0	1223
	abr	0	0	0	63	0	0	71	0	0	0	0	133
	mai	0	5016	0	125	10604	0	55	0	0	98	0	15899
	jun	0	47254	0	376	16812	0	2375	0	0	243	0	67060
	jul	0	1086	0	125	0	0	102	16	0	0	0	1328
	ago	2465	10142	482	604	8339	0	121	0	0	0	31	22185
	set	41011	2516	2806	0	6062	0	0	0	0	0	1556	53951
	dez	8332	19637	1940	0	15064	0	0	0	0	0	24	44996
4	jan	0	11768	0	0	11349	0	0	0	0	0	82	23200
	fev	1869	3480	0	20	4174	0	0	0	0	0	905	10448

(Conclusão)		Densidade celular por Taxons (cel.mL <sup>-1</sup> )											
P	Meses	Aph.	Dol.	Lyn.	Mer.	Mic.	Pla.	Pse.	Rha.	Rom.	Spi.	Syne.	
4	mar	0	0	0	63	0	0	0	0	0	0	0	63
	abr	0	0	86	0	506	0	0	0	0	0	0	592
	mai	0	1783	0	125	0	0	8	0	0	0	0	1916
	jun	1046	15773	0	517	94911	0	1066	0	0	333	0	113647
	jul	1928	83817	0	172	1070	0	102	31	0	0	0	87120
	ago	823	27781	51	435	4158	0	0	0	0	0	98	33346
	set	19986	0	1509	0	8649	0	0	0	0	0	219	30363
	dez	7054	11616	2112	0	100358	0	0	0	0	717	576	122433
5	jan	0	34263	0	39	23933	255	165	0	0	0	0	58654
	fev	0	1771	282	1430	960	0	102	0	0	0	31	4577
	mar	0	6411	0	188	811	0	59	0	0	0	8	7477
	abr	0	0	0	141	0	0	0	0	0	0	0	141
	mai	0	729	106	188	0	0	94	0	0	0	0	1117
	jun	0	3284	0	31	5847	0	0	0	0	0	314	9476
	jul	0	26617	0	314	4930	0	169	0	0	0	8	32037
	ago	784	7089	290	964	2849	0	1117	0	0	0	153	13246
	set	15973	4025	1716	86	1164	321	286	0	0	0	0	23572
	dez	0	6106	2947	219	9147	0	803	0	0	0	0	19222

Legenda: P.: Pontos; Aph.: *Aphanocapsa*; Dol.: *Dolichospermum*; Lyn.: *Lyngbya*; Mer.: *Merismopedia*; Mic.: *Microcystis*; Pla.: *Planktothrix*; Pse.: *Pseudanabaena*; Rha.: *Rhabdoderma*; Rom.: *Romeria*; Spi.: *Spirulina*; Syn.: *Synechococcus*. Fonte: Autora (2020).

Dentre os táxons responsáveis pela floração de cianobactérias no rio Tapajós destacam alguns gêneros mencionados na literatura como potencialmente produtores de cianotoxinas como *Microcystis*, *Dolichospermum*, *Aphanocapsa*, *Lyngbya* e *Planktothrix*. Destes, *Microcystis*, *Dolichospermum*, *Lyngbya* e *Planktothrix* compõem o grupo das cianobactérias produtoras de toxinas mais comumente encontradas nos ambientes aquáticos brasileiros (O'NEIL *et al.*, 2012; SOARES *et al.*, 2013; PAERL E OTTEN, 2013).

O mês de dezembro foi aquele no qual a qualidade da água esteve imprópria para a balneabilidade, quando com os pressupostos da Resolução CONAMA 274/00, uma vez que foram detectadas florações visíveis a olho nu em todos os pontos amostrados. E, durante o mês de junho, com a presença de florações, a água também esteve inapropriada para a balneabilidade nos pontos P3 e P4, considerando a referida Resolução. No intuito de prevenir riscos para a saúde da população em geral, a normativa brasileira preconiza VMP de até 50.000 cel.mL<sup>-1</sup> para a densidade celular de cianobactérias quanto ao padrão de qualidade das águas superficiais no âmbito Resolução CONAMA 357/2005 para águas doces Classe 2 (BRASIL, 2005). Os resultados deste estudo mostram que 12% das amostras analisadas

apresentaram valores que superaram o máximo admitido pela referida resolução, destacando o ponto P4 que em junho, julho e dezembro superaram 50.000 cel.mL<sup>-1</sup>. Assim, durante o restante do estudo, apenas em 6 amostras a água do rio Tapajós esteve em desacordo com os valores máximos preconizados pela Resolução CONAMA 357/2005 no que tange a densidade de cianobactérias.

Em estudo de revisão bibliográfica, Aguilera *et al.* (2018) constataram que cerca de 80% da densidade de cianobactérias notificadas em florações em ambientes de uso recreacional na Argentina estiveram acima de 50.000 cel.mL<sup>-1</sup> e 30% estiveram acima de 20.000 cel.mL<sup>-1</sup> ambos acima do valor máximo permitido para águas recreacionais e de consumo humano, respectivamente, preconizado pela Organização Mundial de Saúde. Naquele país estas elevadas densidades de cianobactérias com picos de biomassa no verão, ocorreram principalmente em regiões densamente povoadas, e também altamente impactadas por atividades agroindustriais. E assim como neste estudo, o gênero *Microcystis* seguido de *Dolichospermum* foram os responsáveis pela maior parte das florações de cianobactérias nos rios Argentinos (AGUILERA *et al.*, 2018).

Na campanha de coletas de dezembro foi possível visualizar pequenos agregados de partículas verdes flutuando na coluna d'água, sendo esta uma evidência visual de floração. Nesta amostragem foi constatada floração de *Microcystis aeruginosa* e *Dolichospermum circinale*, cianobactérias com potencial tóxico. A segunda maior floração ocorreu durante o mês de junho. Esta foi composta predominantemente por *Microcystis wesenbergii* e *Dolichospermum circinale*. Em ambas as florações, outras espécies de cianobactérias potencialmente tóxicas também estavam presentes, contudo, em quantidades menores. Neste sentido, as florações de cianobactérias detectadas neste estudo são consideradas potencialmente tóxicas em função da presença de gêneros com potencial tóxico.

Todas as cianobactérias possuem em sua parede celular dermatotoxinas e havendo elevada densidade celular estas podem provocar irritações cutâneas (CHORUS; BARTRAM, 1999). Durante o uso recreativo da água, a exposição cutânea às células de cianobactérias e cianotoxinas é geralmente paralela à ingestão involuntária de água e à inalação (BURATTI *et al.*, 2017). Considerando o potencial de exposição por inalação, a cianotoxinas e a outros componentes celulares de cianobactérias com propriedades irritativas e alergênicas, a presença de escórias secas nas margens dos corpos d'água é uma preocupação principalmente em dias com intensidade de ventos (BURATTI *et al.*, 2017).

Uma vez que os locais amostrados no presente estudo estão entre os balneários mais visitados da Amazônia nos municípios de Santarém e Belterra, existe a suscetibilidade de contato com cianobactérias e suas cianotoxinas por banhistas e pela população em geral que fizerem uso da água nestes ambientes durante eventos de florações. Nesta perspectiva, infantes, idosos e imunodeprimidos são os indivíduos mais passíveis aos malefícios da exposição às cianobactérias. Diante disto, é necessária maior atenção, em especial durante a alta temporada (momento em que foram encontradas as maiores densidades de cianobactérias no rio) no sentido de monitorar e evitar exposição de pessoas às florações, haja vista a possibilidade de contato com cianobactérias potencialmente tóxicas.

Além das cianobactérias, outros parâmetros estão relacionados à qualidade das águas superficiais no âmbito Resolução CONAMA 357/2005 para águas doces Classe 2, como a concentração de clorofila-*a*, pH, turbidez, oxigênio dissolvido, nitrato, amônia e fósforo total. Quando analisados nos pontos estudados todos, exceto amônia, estiveram em conformidade com a referida Resolução. A amônia esteve em desacordo no mês de novembro quando ultrapassou 0,7 mg/L, valor máximo determinado por esta Resolução (Tabela 8).

**Tabela 8-** Situação dos parâmetros de qualidade da água do Rio Tapajós no período de investigação durante o ano de 2017, com seus respectivos valores máximos permitidos para águas classe 2 segundo a Resolução CONAMA 357/2005.

<b>Parâmetro</b>	<b>VMP RESOLUÇÃO CONAMA 357/2005</b>	<b>Situação</b>
Clorofila- <i>a</i>	até 30 µg.L <sup>-1</sup>	De acordo em todos os meses.
pH	6,0 a 9,0	De acordo em todos os meses.
Turbidez	até 100 UNT	De acordo em todos os meses.
OD	não inferior a 5 mg.L <sup>-1</sup> O <sub>2</sub>	De acordo em todos os meses.
Amônia	3,7mg.L <sup>-1</sup> N, para pH ≤ 7,5	Em desacordo apenas em novembro
Nitrato	10,0 mg.L <sup>-1</sup>	De acordo em todos os meses.
Fósforo Total	0,1 mg.L <sup>-1</sup>	De acordo em todos os meses.

Legenda: pH: potencial hidrogeniônico; OD: Oxigênio Dissolvido; VMP: valor máximo permitido. Fonte: Autora (2020).

Neste panorama, medidas de monitoramento regular de florações de cianobactérias no rio Tapajós, assim como dos demais fatores indicadores de qualidade da água, são importantes para garantir o acompanhamento da condição de balneabilidade e prevenir riscos potenciais de prejuízos à saúde humana (BRASIL, 2005). Em todo caso, ações preventivas, como evitar o contato direto com a água, em momentos de floração evidente, podem ser adotadas pela população minimizando desta forma, os potenciais riscos à saúde humana. Como exemplo de monitoramento, cita-se o efetuado no rio Uruguai, onde em virtude da elevada proliferação de

cianobactérias em rios e outros corpos d'água de uso recreacional na Argentina, a Comissão de Administração do Rio Uruguai (Comissão Binacional Argentina-Uruguai) realiza um programa de vigilância das praias do rio Uruguai em que avalia a qualidade da água de lazer, e disponibiliza em uma página da web da comissão, os resultados dos relatórios sobre a presença ou ausência de florações de cianobactérias em praias públicas (AGUILERA *et al.*, 2018).

Outro fator a ser observado é que na região de drenagem do rio Tapajós, apesar de localizar-se nos domínios do volumoso Aquífero Alter do Chão (MENDES *et al.*, 2019), muitas comunidades residentes as margens deste rio utilizam para o consumo humano água do rio, não tratada adequadamente (SÁ *et al.*, 2010). Sendo esta uma condição comum na região, pois uma parcela significativa de comunidades, em especial os moradores ribeirinhos na Amazônia, coleta água do rio, da chuva, ou de cacimba (escavação no solo efetuada manualmente) sem tratamento adequado para o consumo humano (VIGGIANI; PINHEIRO, 2018; PSA, 2019).

No Brasil, a legislação que regulamenta o padrão de potabilidade de água para consumo humano é a Portaria de Consolidação nº 5 do Ministério da Saúde, de 28 de setembro de 2017, Anexo XX (PRC MS/GM nº 5/2017). Diante deste quadro, o presente estudo comparou a densidade de cianobactérias encontrada no rio Tapajós com a diretriz estabelecida pela a Portaria de Consolidação nº 5/2017, a qual estabelece o valor máximo de 20.000 células.mL<sup>-1</sup> no ponto de captação do manancial superficial de águas destinadas ao consumo humano, a partir do qual torna-se obrigatório o monitoramento semanal de cianobactérias acima deste valor (BRASIL, 2017).

Neste estudo, com base nos valores mensais da densidade de cianobactérias, 66% das amostras analisadas aponta para a potabilidade da água do rio Tapajós de acordo com a Legislação Brasileira, apresentando valores máximos inferiores aos permitidos para água destinada ao consumo humano após tratamento. Evidencia-se dessa maneira que nos demais 34% das amostras investigadas, houve a possibilidade de contaminação humana via consumo de água em momentos de floração, pois esteve em desacordo com a Legislação. Estes períodos mais críticos corresponderam principalmente ao período seco, nas águas baixas. Ressalta-se que o tratamento convencional não elimina toxinas de cianobactérias dissolvidas caso tenham sido liberadas das células (FONSECA *et al.*, 2015). Assim, mesmo havendo a filtração da água do rio, não é recomendável o uso desta para o consumo dada a possibilidade

de conter toxinas prejudiciais à saúde, principalmente no período de estiagem e de águas baixas do rio. A coloração forte verde da água, odor de barro/pitiú (cheiro de peixe) são indicativos da presença de cianobactérias na água, e portanto de risco de toxinas, de maneira que a mesma não deve ser consumida. É importante ressaltar que a situação recorrente de exposição continuada, especialmente em comunidades ribeirinhas a concentrações flutuantes de cianotoxinas (SILVA; PELEJA; MELO, 2019) torna-se um perigo pois o consumo prolongado de hepatotoxinas, por exemplo, expõe a saúde humana à riscos cada vez mais elevados dado o potencial tóxico destes compostos (CHORUS; BARTRAM, 1999, AZEVEDO, 1998).

Além das medidas de densidade celular, foram investigados, outros quatro parâmetros indicadores da qualidade da água para potabilidade conforme a Portaria de Consolidação nº 5/2017. Os resultados obtidos indicam que a turbidez esteve durante todos os meses em desconformidade com o padrão determinado, estando >5 UNT, com exceção apenas dos meses de fevereiro, julho e setembro. Em todo o período de estudo os sólidos totais dissolvidos estiveram em conformidade com o exigido pela normativa, estando <1.000 mg.L<sup>-1</sup>, assim como o nitrato, com valores <10 mg.L<sup>-1</sup>, enquanto a amônia esteve em desacordo apenas durante o mês de novembro, com concentração >1,5 mg.L<sup>-1</sup> (Tabela 9). Estes resultados concomitantes a detecção de gêneros potencialmente tóxicos, corroboram para a não utilização da água do rio sem tratamento adequado para fins de potabilidade.

**Tabela 9-** Situação dos parâmetros de qualidade da água do Rio Tapajós no período de investigação durante o ano de 2017, com seus respectivos valores máximos permitidos para águas classe 2 segundo a Portaria de Consolidação nº 5/2017 (potabilidade).

Parâmetro	VMP Portaria de Consolidação nº 5/2017	Situação
Turbidez	até 5 UNT	De acordo em todos os meses.
STD	até 1.000 mg.L <sup>-1</sup>	De acordo em todos os meses.
Amônia	até 1,5 mg.L <sup>-1</sup>	Em desacordo apenas em novembro.
Nitrato	até 10,0 mg.L <sup>-1</sup>	De acordo em todos os meses.

Legenda: STD: Sólidos totais dissolvidos; VMP: valor máximo permitido. Fonte: Autora (2020).

*Microcystis*, *Dolichospermum* e *Planktothrix* encontrados neste estudo, são os gêneros mais difusos e abundantes de cianobactérias produtores de microcistina (BURATTI *et al.*, 2017).

Embora a quantificação da densidade de cianobactérias no corpo hídrico possa ser usada para estimar o risco tóxico, ela não pode substituir o monitoramento de cianotoxinas em

virtude da grande variação de toxicidade por célula entre as cepas individuais da mesma espécie (CHORUS; BARTRAM, 1999, WOOD *et al.*, 2011). Estudos no rio Tapajós também relatam a floração de cianobactérias potencialmente tóxicas e detectaram a presença de microcistina-LR em concentrações abaixo dos valores máximos permitidos na legislação brasileira (SÁ *et al.*, 2010; SILVA; PELEJA; MELO, 2019). Sabendo que conteúdo intracelular de microcistinas nas células pode variar até 40 vezes durante uma mesma floração e este pode ser liberado para a água após a lise celular, este torna-se um alerta a ameaça à saúde (MANGANELLI *et al.*, 2016; SABART *et al.*, 2013). Ademais, pesquisas indicam que doses subletais crônicas de microcistina têm potencial cancerígeno (NISHIWAKI-MATSUSHIMA *et al.*, 1992; YU, 1995; ZHENG *et al.*, 2017). Dessa forma, reafirma-se que a possibilidade de exposição a cianobactérias e cianotoxinas no rio Tapajós, mesmo em doses baixas, como a ingestão de água contendo níveis baixos de cianotoxinas por exemplo, a longo prazo pode constituir perigo a saúde humana.

Entre o final do ano de 2014 e início do ano de 2015 foram registrados casos de hepatite A notificados no Distrito de Alter do chão, um ambiente balneário banhado pela água do Tapajós (GOMES, 2015) e este incidente esteve possivelmente relacionado a presença de coliformes (ARAÚJO, 2015). Naquele período, o ministério Público da União moveu uma ação civil contra a Prefeitura de Santarém, Oeste do Estado, pedindo que pontos contaminados em Alter do Chão fossem interditados para evitar novos casos de hepatite A (G1, 2015). Em pessoas imunodeprimidas a contaminação com cianotoxinas do tipo microcistina, pode prejudicar o quadro desses indivíduos acometendo o fígado, em função do seu potencial hepatotóxico (JOCHIMSEN *et al.*, 1998; CARMICHAEL *et al.*, 2001, SVIRČEV *et al.*, 2010). Dessa forma, a possibilidade de contaminação com microcistinas pode ser um fator de risco que poderia causar maiores agravos a pessoas com hepatite e/ou debilitar o fígado de forma a ficar mais vulnerável a infecções.

*Dolichospermum*, *Lynngbya*, *Planktothrix*, gêneros registrados neste estudo, já foram descritos como produtores de neurotoxinas, dentre estas, a saxitoxina é uma das cianotoxinas mais tóxicas (NEILAN *et al.*, 2013). Esta neurotoxina possui ação neutotóxica e é caracterizada por sua ação rápida e, de acordo com a dose e do organismo, podem levar a óbito por parada respiratória em poucos minutos após a exposição (CODD, 2000; O'NEILL; MUSGRAVE; HUMPAGE, 2017). São conhecidas como causadoras de envenenamento em humanos que consumiram mariscos contaminados, sendo raros estes registros em água doce

(ZAGATTO *et al.*, 2012). Havendo intoxicação aguda, os sintomas são paralisia, hipotensão, dispnéia e falência respiratória (LEFLAIVE; TEN-HAGE, 2007). Em virtude da presença de gêneros potencialmente produtores de neurotoxinas na água do rio Tapajós é recomendável a investigação científica sobre a potencial presença destas toxinas neste ambiente, as quais representam ameaça à saúde humana.

Embora a toxicidade das cepas de cianobactérias presentes no rio Tapajós não tenha sido investigada neste estudo, a identificação de florações de gêneros potencialmente tóxicos merece atenção e vigilância. Isto é ainda mais necessário pois pesquisadores afirmam haver potencial para aquisição toxicogênica por transdução ou outro evento lateral de transferência de genes em espécies rotineiramente não-tóxicas (PAERL; OTTEN, 2013).

Segundo a Portaria de Consolidação nº 5, do Ministério da Saúde, a ocorrência de cianobactérias em densidade celular acima de 20.000 células.mL<sup>-1</sup> em águas destinadas ao consumo humano, torna obrigatório o monitoramento semanal de cianotoxinas no ponto de captação e na saída do tratamento de água. E relatórios contendo informações sobre o monitoramento de cianobactérias efetuados devem ser encaminhados à autoridade de saúde pública pelos responsáveis pelo sistema de abastecimento ou solução alternativa coletiva ou individual de abastecimento de água para consumo humano (BRASIL, 2017), adicionalmente, os dados referentes a estes relatórios devem ser registrados no Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (Sisagua) do Programa Vigiaqua.

Ao acessar o relatório mais recente de avaliação da vigilância da qualidade da água no Pará, disponível no Sisagua, verificou-se a informação de que o Estado do Pará realizou o monitoramento de cianobactérias apenas em uma pequena parte de seu território, não identificando a presença destes micro-organismos nos locais monitorados (BRASIL, 2012). Acredita-se que o abastecimento do Sisagua com dados para a análise sistemática de informações regionais, colabora para a utilização desta importante ferramenta para a vigilância em saúde ambiental.

Trabalhos como os de Vieira *et al.*, 2005, Sá *et al.*, 2010 e a presente pesquisa relatam o desenvolvimento excessivo de cianobactérias potencialmente produtoras de cianotoxinas em águas utilizadas para consumo, indicando que florações também uma realidade também encontrada na Amazônia. Neste sentido, este trabalho vem contribuir com informações do



registro quantitativo e sistemático referentes ao monitoramento de cianobactérias durante o período de 2017 na água do rio Tapajós.

Embora a notificação de florações pontuais de cianobactérias potencialmente tóxicas no rio Tapajós seja um alerta suficiente sobre a possibilidade de liberação de cianotoxinas na água, o monitoramento destas toxinas não pode ser negligenciado pelas autoridades. Conforme relatado anteriormente, o período de alta temporada coincide com a ocasião de maior possibilidade de exposição a presença de cianobactérias no trecho de praias investigado no rio Tapajós sinalizando risco de perigo a saúde humana durante eventos de florações neste período.

Outro aspecto a ser considerado é que em ambientes naturais onde a proliferação de cianobactérias é recorrente, a biota, é exposta continuamente a concentrações flutuantes de cianotoxinas e, portanto, suas capacidades de acumulação em tempos prolongados torna-se um perigo para as comunidades aquáticas, com potencial consequência para a cadeia alimentar e para a saúde humana (FERRÃO-FILHO, 2009). Nesta perspectiva, as microcistinas de cianobactérias podem se acumular por exemplo no músculo de peixes e, o consumo destes organismos tem sido considerado uma fonte para contaminação de cianotoxinas (MAGALHÃES; SOARES; AZEVEDO, 2001; PAWLIK-SKOWROŃSKA; KALINOWSKA; SKOWROŃSKI, 2013). Neste sentido, peixes de hábito alimentar onívoro (a maioria das espécies) (LOWE-MCCONNELL, 1999) e, peixes planctívoros são os que mais bioacumulam microcistina provavelmente devido a ingestão de células inteiras de cianobactérias (MAGALHÃES; SOARES; AZEVEDO, 2001). Na bacia do rio Tapajós 104 espécies onívoras e/ou planctívoras foram descritas como espécies de importância comercial estando distribuídas nas ordens Clupeiformes, Characiformes, Siluriformes e Perciformes (FERREIRA; ZUANON; SANTOS, 1998). Dentre os peixes mais capturados no baixo rio Tapajós estão mapará e tambaqui jovem, peixes planctívoros, aracu onívoro e herbívoro, charuto onívoro e, jaraqui detritívoro (LOWE-MCCONNELL, 1999; ZACARDI; PONTE; SILVA, 2014; KEPPELER; HALLWASS; SILVANO, 2017; HALLWASS; SCHIAVETTI; SILVANO, 2019). Na Amazônia, um grupo de cerca de 30 espécies de importância comercial, cuja captura é responsável por 90% da produção total de pescado na região. Deste grupo, seis espécies de hábitos onívoros, detritívoros e planctívoros são responsáveis por metade da produção pesqueira amazônica: curimatã, piramutaba, jaraqui, tambaqui, mapará e dourada (GALÚCIO; PRUDENTE, 2019). Sabendo que peixes com hábito alimentar

detritívoro e onívoro são os mais frequentemente consumidos pela população (SOARES *et al.*, 2016), o consumo de pescado com hábito alimentar onívoro e/ou planctívoro, que podem alimentar-se de cianobactérias tóxicas, representa a possibilidade de bioacumulação e potencial exposição humana às cianotoxinas (CALADO, *et al.*, 2019) no baixo rio Tapajós e precisa ser investigado.

Diante do exposto, verifica-se que no período de janeiro a dezembro de 2017, momento em que esta pesquisa foi realizada, a água do rio Tapajós esteve apropriada para o contato primário durante todo o ano, com exceção dos meses de junho e dezembro à luz da Resolução CONAMA 274/00. E quanto a densidade celular de cianobactérias, a água esteve em desacordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005 durante os meses de junho, julho e dezembro. Além disso, de acordo com a Portaria de Consolidação nº 5/2017, a água do rio Tapajós esteve inapropriada para o consumo humano, principalmente durante os meses de que vão de junho a dezembro em que a densidade celular de cianobactérias foi mais expressiva e esteve em desacordo com a normativa referente a potabilidade da água. Estes resultados indicam que a época de alta temporada de banhistas, com destaque para o mês de dezembro é o período em que há maior risco de exposição às cianobactérias potencialmente tóxicas, e que o consumo de água do rio, sem tratamento adequado pode ocasionar problemas de saúde a população ao longo prazo, especialmente da população ribeirinha que utiliza-se deste manancial para o seu abastecimento.

Dada a complexidade das questões ambientais e de saúde humana referentes às florações de cianobactérias no rio Tapajós, o estabelecimento de parcerias para a coprodução entre as instituições como Universidades, o poder público e a comunidade, oferece uma estrutura para integrar diversas perspectivas e conhecimentos na tomada de decisões e ações para a saúde humana e ambiental visando a sustentabilidade. Nesta conjuntura, visualiza-se a necessidade de uma articulação conjunta entre os diversos atores, em um trabalho que vai desde os processos de produção de informações até o planejamento da intervenção sobre os problemas identificados, sendo esta uma alternativa para iniciar a administração das florações de cianobactérias no rio Tapajós e suas consequências sobre a saúde humana.

## 5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo acrescentou conhecimentos sobre a variação espaço-temporal de cianobactérias em ambientes lóticos tropicais.

A hipótese de variação espacial da comunidade de cianobactérias foi rejeitada enquanto a hipótese de variação temporal foi aceita.

Durante a estiagem e período de vazante e águas baixas, estratégias adaptativas de cianobactérias somadas as condições hidrodinâmicas do rio Tapajós, favoreceram as florações de cianobactérias, e estas podem ser intensificadas pela ação antrópica.

A hipótese de não conformidade da água para o uso recreativo e para o consumo humano durante todo o período de pesquisa foi rejeitada.

O rio Tapajós esteve favorável à balneabilidade na maior parte dos meses, no entanto, deve ser previamente monitorado para evitar o uso de suas praias em determinados momentos do ano.

Já em relação a potabilidade, as condições foram menos favoráveis, em especial, considerando as florações de cianobactérias potencialmente produtoras de cianotoxinas e o fato da ocorrência destas substâncias já terem sido registradas em outros estudos no rio Tapajós.

Dada a importância socioambiental deste manancial, e o registro da constante presença de cianobactérias com potencial tóxico na água do rio Tapajós, é importante o monitoramento contínuo destes microorganismos e a investigação da toxicidade de florações não pode ser negligenciado pelas autoridades.

Uma vez que características temporais climáticas, limnológicas e hidrológicas naturais deste ambiente favorecem o fenômeno de floração de cianobactérias, medidas destinadas a redução de entradas de nutrientes externos ao sistema, como o lançamento de esgotos e o uso desordenado do solo na bacia hidrográfica são ainda mais necessárias.

## REFERÊNCIAS

- AGUILERA, A. *et al.* Bloom-forming cyanobacteria and cyanotoxins in Argentina: A growing health and environmental concern. **Linnologica**, v. 69, p. 103-114, 2018.
- ALENCAR, E. Fiocruz atesta presença de cianobactérias potencialmente tóxicas no Guandu. **O Eco**, 12 mar. 2020. Disponível em: <https://www.oeco.org.br/reportagens/fiocruz-atesta-presenca-de-cianobacterias-potencialmente-toxicas-no-guandu/>. Acesso em: 12 mar. 2020.
- ALMEIDA, F. F.; MELO, S. Estrutura da comunidade fitoplanctônica de um lago de inundação amazônico (LãCatalao, Amazonas, Brasil). **Neotropical Biology & Conservation**, v. 6, n. 2, 2011.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION – AWWA; WATER ENVIRONMENT FEDERATION - WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22nd ed. Washington. 2012. 1360 p.
- ANAGNOSTIDIS, K.; KOMÁREK, J. Modern approach to the classification system of cyanophytes. 1-Introduction. **Algological Studies/Archiv für Hydrobiologie, Supplement Volumes**, p. 291-302, 1985.
- ARAÚJO, K. Pesquisa detecta coliformes fecais no rio Tapajós em Alter do Chão. **G1 Santarém e Região**, Santarém, 29 jan. 2015. Disponível em: <http://g1.globo.com/pa/santarem-regiao/noticia/2015/01/estudo-da-ufopa-detecta-coliformes-fecais-no-rio-tapajos-em-alter-do-chao.html>. Acesso em: 29 jan. 2015.
- AYALA, L. M. *et al.* Impact of agricultural expansion on water footprint in the Amazon under climate change scenarios. **Science of the Total Environment**, v. 569, p. 1159-1173, 2016.
- AZEVEDO, S. M. F. O.; VASCONCELOS, V. Toxinas de cianobactérias: causas e conseqüências para a saúde pública. **Medicina on line**, v. 3, n. 1, p. 1-19, 1998. Disponível em: <http://letc.biof.ufrj.br/sites/default/files/1998%20Azevedo%20Toxinas.pdf>. Acesso em: 07 ago. 2019.
- AZEVEDO, S. M. *et al.* Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru-Brazil. **Toxicology**, v. 181, p. 441-446, 2002.
- BADGER, M. R. *et al.* The environmental plasticity and ecological genomics of the cyanobacterial CO<sub>2</sub> concentrating mechanism. **Journal of experimental botany**, v. 57, n. 2, p. 249-265, 2006.
- BARBIERI, E. *et al.* Concentrações do nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato em áreas de engorda de ostras no município de Cananeia-SP. **O Mundo da Saúde**, v. 38, n. 1, p. 105-115, 2014.
- BBC. Botswana: Mystery elephant deaths caused by cyanobacteria. **BBC News**, London, 21 set. 2020. Disponível em: <https://www.bbc.com/news/world-africa-54234396>. Acesso em: 21 set. 2020.

- BEKKER, A. *et al.* Dating the rise of atmospheric oxygen. **Nature**, v. 427, n. 6970, p. 117-120, 2004.
- BENTES, K. L. S. *et al.* The relationship between hydrologic variation and fishery resources at the lower Amazon, Santarém, Pará. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 11, n. 4, p. 1478-1489, 2018.
- BEVILACQUA, P. D. *et al.* Vigilância da qualidade da água para consumo humano no âmbito municipal: contornos, desafios e possibilidades. **Saúde e Sociedade**, v. 23, p. 467-483, 2014.
- BILLI, Daniela. Anhydrobiotic rock-inhabiting cyanobacteria: potential for astrobiology and biotechnology. In: **Adaption of Microbial Life to Environmental Extremes**. Springer, Vienna, 2012. p. 119-132.
- BORMANS, M.; FORD, P. W.; FABBRO, L. Spatial and temporal variability in cyanobacterial populations controlled by physical processes. **Journal of plankton Research**, v. 27, n. 1, p. 61-70, 2005.
- BOWLING, L. C. *et al.* Effects of hydrology and river management on the distribution, abundance and persistence of cyanobacterial blooms in the Murray River, Australia. **Harmful Algae**, v. 30, p. 27-36, 2013.
- BOZELLI, R. L. *et al.* Floods decrease zooplankton beta diversity and environmental heterogeneity in an Amazonian floodplain system. **Hydrobiologia**, v. 753, n. 1, p. 233-241, 2015.
- BRASIL, Ministério da Saúde. Avaliação da Vigilância da Qualidade da Água no Estado do Pará – Ano base 2011. **Vigiagua**, Brasília, DF. 2012, p. 13. Disponível em: <http://portalarquivos2.saude.gov.br/images/pdf/2014/maio/07/Par--.pdf>. Acesso em: 01 nov. 2019.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria de Consolidação MS/GM nº 5, de 28 de setembro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. **Diário Oficial da União-DOU**, n. sSuplemento. Brasília, DF. 2017.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente- CONAMA. Resolução nº 274, 29 de novembro 2000. Define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras. **Diário Oficial da União-DOU**, Brasília, DF. 2001, p. 3.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente- CONAMA. Resolução nº 357, de 17 de março de 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, e dá outras providências. **Diário Oficial da União-DOU**, Brasília, DF. 2005, p. 23.
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instituto Nacional de Meteorologia-INMET**. Estações Automáticas. 2018. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=estacoes/estacoesAutomaticas>. Acesso em: 01 jan. 2018.
- BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Agência Nacional de Águas-ANA. Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos. **Portal HidroWeb**. Séries

Históricas de Estações. 2019. Disponível em:

<http://www.snirh.gov.br/hidroweb/serieshistoricas>. Acesso em: 03 abr. 2019.

BURATTI, F. M. *et al.* Cyanotoxins: producing organisms, occurrence, toxicity, mechanism of action and human health toxicological risk evaluation. **Archives of toxicology**, v. 91, n. 3, p. 1049-1130, 2017.

CALADO, S. L. M. *et al.* The accumulation dynamics, elimination and risk assessment of paralytic shellfish toxins in fish from a water supply reservoir. **Science of The Total Environment**, v. 651, p. 3222-3229, 2019.

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

CANO-EUROPA, E. *et al.* Phycobiliproteins from *Pseudanabaena tenuis* rich in c-phycoerythrin protect against HgCl<sub>2</sub>-caused oxidative stress and cellular damage in the kidney. **Journal of Applied Phycology**, v. 22, n. 4, p. 495-501, 2010.

CARDOSO, S. J. *et al.* Environmental factors driving phytoplankton taxonomic and functional diversity in Amazonian floodplain lakes. **Hydrobiologia**, v. 802, n. 1, p. 115-130, 2017.

CARMICHAEL, W. W. *et al.* Human fatalities from cyanobacteria: chemical and biological evidence for cyanotoxins. **Environmental health perspectives**, v. 109, n. 7, p. 663-668, 2001.

CARVALHO, P. *et al.* Comparative limnology of South American floodplain lakes and lagoons. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 23, n. 2, p. 265-273, 2001.

CARVALHO, G. M. C. *et al.* Pulmonary and hepatic injury after sub-chronic exposure to sublethal doses of microcystin-LR. **Toxicon**, v. 112, p. 51-58, 2016.

CHEN, W. *et al.* Sorption, degradation and mobility of microcystins in Chinese agriculture soils: risk assessment for groundwater protection. **Environmental Pollution**, v. 144, n. 3, p. 752-758, 2006.

CHEN, X. *et al.* Uncovering the proteome response of murine neuroblastoma cells against low-dose exposure to saxitoxin. **Toxicology mechanisms and methods**, v. 28, n. 5, p. 335-344, 2018.

CHORUS, I. Introduction: cyanotoxins—research for environmental safety and human health. In: **Cyanotoxins**. Springer, Berlin, Heidelberg, 2001. p. 1-4.

CHORUS I; BARTRAM J. **Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management**. Londres: E. & F.N. SPON; 1999. 400 p.

CODD, G. A. Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control. **Ecological engineering**, v. 16, n. 1, p. 51-60, 2000.

CORBEL, S.; BOUAÏCHA, N.; MOUGIN, C. Dynamics of the toxic cyanobacterial microcystin-leucine-arginine peptide in agricultural soil. **Environmental chemistry letters**, v. 12, n. 4, p. 535-541, 2014.

- CORBEL, S. *et al.* Evaluation of the transfer and the accumulation of microcystins in tomato (*Solanum lycopersicum* cultivar MicroTom) tissues using a cyanobacterial extract containing microcystins and the radiolabeled microcystin-LR (<sup>14</sup>C-MC-LR). **Science of the Total Environment**, v. 541, p. 1052-1058, 2016.
- CORBEL, S.; MOUGIN, C.; BOUAÏCHA, N. Cyanobacterial toxins: modes of actions, fate in aquatic and soil ecosystems, phytotoxicity and bioaccumulation in agricultural crops. **Chemosphere**, v. 96, p. 1-15, 2014.
- COSTA, M. *et al.* Marine cyanobacteria compounds with anticancer properties: A review on the implication of apoptosis. **Marine drugs**, v. 10, n. 10, p. 2181-2207, 2012.
- COSTA, M. P. F.; NOVO, E. M. L. M.; TELMER, K. H. Spatial and temporal variability of light attenuation in large rivers of the Amazon. **Hydrobiologia**, v. 702, n. 1, p. 171-190, 2013.
- CUNHA, E. D. S. *et al.* Phytoplankton of two rivers in the eastern Amazon: characterization of biodiversity and new occurrences. **Acta Botanica Brasílica**, v. 27, n. 2, p. 364-377, 2013.
- DEMOULIN, C. F. *et al.* Cyanobacteria evolution: insight from the fossil record. **Free Radical Biology and Medicine**, v. 140, n. 1, p. 206-223, 2019.
- DITTMANN, E.; FEWER, D. P.; NEILAN, B. A. Cyanobacterial toxins: biosynthetic routes and evolutionary roots. **FEMS microbiology reviews**, v. 37, n. 1, p. 23-43, 2013.
- DOKULIL, M. T.; TEUBNER, K. Cyanobacterial dominance in lakes. **Hydrobiologia**, v. 438, n. 1-3, p. 1-12, 2000.
- DUARTE, A. F.; GIODA, A. Inorganic composition of suspended sediments in the Acre River, Amazon Basin, Brazil. **Latin American journal of sedimentology and basin analysis**, v. 21, n. 1, p. 3-15, 2014.
- DUGDALE, R. C. *et al.* The role of ammonium and nitrate in spring bloom development in San Francisco Bay. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 73, n. 1-2, p. 17-29, 2007.
- EDELENBOS, J.; VAN BUUREN, A.; VAN SCHIE, N. Co-producing knowledge: joint knowledge production between experts, bureaucrats and stakeholders in Dutch water management projects. **Environmental science & policy**, v. 14, n. 6, p. 675-684, 2011.
- ESTEVEZ, F. A. *et al.* **Fundamentos de Limnologia**. 3 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826 p.
- EYNARD, F.; MEZ, K.; WALTHER, J. L. Risk of cyanobacterial toxins in Riga waters (Latvia). **Water Research**, v. 34, n. 11, p. 2979-2988, 2000.
- FALCONER, I. R. Health effects associated with controlled exposures to cyanobacterial toxins. In: **Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs**. Springer, New York, NY, 2008. p. 607-612.
- FALCONER, I. R. Potential impact on human health of toxic cyanobacteria. **Phycologia**, v. 35, n. sup6, p. 6-11, 1996.
- FALCONER, I. R. Toxic cyanobacterial bloom problems in Australian waters: risks and impacts on human health. **Phycologia**, v. 40, n. 3, p. 228-233, 2001.

FEARNSIDE, P. M. Deforestation soars in the Amazon. **Nature**, v. 521, n. 7553, p. 423-423, 2015.

FERRÃO-FILHO, A. S. Bioacumulação de cianotoxinas e seus efeitos em organismos aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**, v. 32, n 2, p. 272-312, 2009.

FERRÃO-FILHO, A. S.; SILVA, D. A. C. Saxitoxin-producing *Raphidiopsis raciborskii* (cyanobacteria) inhibits swimming and physiological parameters in *Daphnia similis*. **Science of The Total Environment**, v. 706, p. 135751, 2019.

FERREIRA, E. J. G.; ZUANON, J. A. S.; SANTOS, G. M. **Peixes Comerciais do médio Amazonas: região de Santarém-Pará**. Brasília: IBAMA, 1998. 211 p.

FONSECA, J. R. *et al.* Cyanobacterial occurrence and detection of microcystins and saxitoxins in reservoirs of the Brazilian semi-arid. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 27, n. 1, p. 78-92, 2015.

GALÚCIO, A. V.; PRUDENTE, A. L. **Museu Goeldi: 150 anos de Ciência na Amazônia**. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi, 2019. 387 p.

GIANNUZZI, L. *et al.* An acute case of intoxication with cyanobacteria and cyanotoxins in recreational water in Salto Grande Dam, Argentina. **Marine Drugs**, v. 9, n. 11, p. 2164-2175, 2011.

GIATTI, L. L.; CUTOLO, S. A. Acesso à água para consumo humano e aspectos de saúde pública na Amazônia Legal. **Ambiente & Sociedade**, v. 15, n. 1, p. 93-109, 2012.

GOMES, L. Em Alter do Chão, casos de hepatite A deixam moradores em alerta. **G1 Santarém e Região**, Santarém, 19 jan. 2015. Disponível em: <http://g1.globo.com/pa/santarem-regiao/noticia/2015/01/em-alter-do-chao-casos-de-hepatite-deixam-moradores-em-alerta.html>. Acesso em: 19 jan. 2015.

GONZÁLEZ-PIANA, M. *et al.* Effects of Wind Mixing in a Stratified Water Column on Toxic Cyanobacteria and Microcystin-LR Distribution in a Subtropical Reservoir. **Bulletin of environmental contamination and toxicology**, v. 101, n. 5, p. 611-616, 2018.

HA, K. *et al.* Microcystis bloom formation in the lower Nakdong River, South Korea: importance of hydrodynamics and nutrient loading. **Marine and Freshwater Research**, v. 50, n. 1, p. 89-94, 1999.

HA, K.; JANG, M. H.; JOO, G. J. Spatial and temporal dynamics of phytoplankton communities along a regulated river system, the Nakdong River, Korea. **Hydrobiologia**, v. 470, n. 1-3, p. 235-245, 2002.

HALLWASS, G.; SCHIAVETTI, A.; SILVANO, R. A. M. Fishers' knowledge indicates temporal changes in composition and abundance of fishing resources in Amazon protected areas. **Animal Conservation**, v. 23, n. 1, p. 36-47, 2020.

HANNAH, J. L.; *et al.* Primitive Os and 2316 Ma age for marine shale: implications for Paleoproterozoic glacial events and the rise of atmospheric oxygen. **Earth and Planetary Science Letters**, v. 225, n. 1-2, p. 43-52, 2004.

HARKE, M. J. *et al.* A review of the global ecology, genomics, and biogeography of the toxic



cyanobacterium, *Microcystis* spp. **Harmful Algae**, v. 54, p. 4-20, 2016.

HINDÁK, František. On *Chlorogloeopsis fritschii* (Cyanophyta/Cyanobacteria) from thermal springs in Slovakia and from a saline lake in Tunisia. **Algological Studies**, v. 126, n. 1, p. 47-64, 2008.

HUANG, I. S.; ZIMBA, P. V. Cyanobacterial bioactive metabolites—A review of their chemistry and biology. **Harmful algae**, v. 86, p. 139-209, 2019.

HUISMAN, J. *et al.* Cyanobacterial blooms. **Nature Reviews Microbiology**, v. 16, n. 8, p. 471-483, 2018.

HYENSTRAND, P.; BLOMQVIST, P.; PETTERSSON, A. Factors determining cyanobacterial success in aquatic systems: a literature review. **Archiv für Hydrobiologie Spec. Iss. Advances in Limnology**, v. 51, p. 41-62, 1998.

IBAÑEZ, M. S. R. Phytoplankton composition and abundance of a central Amazonian floodplain lake. **Hydrobiologia**, v. 362, n. 1-3, p. 79-83, 1997.

INSTITUTO TRATA BRASIL. **Ranking do Saneamento 2020**. Disponível em: [http://www.tratabrasil.org.br/images/estudos/itb/ranking\\_2020/Tabela\\_100\\_cidades\\_Ranking\\_Saneamento\\_4.pdf](http://www.tratabrasil.org.br/images/estudos/itb/ranking_2020/Tabela_100_cidades_Ranking_Saneamento_4.pdf). Acesso em: 10 mar. 2020.

JARDIM, F. A. *et al.* Determinants of cyanobacteria's bloom in water at Doce River, Minas Gerais, Brazil. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 19, n. 3, p. 207-218, 2014.

JEONG, K. S.; KIM, D. K.; JOO, G. J. Delayed influence of dam storage and discharge on the determination of seasonal proliferations of *Microcystis aeruginosa* and *Stephanodiscus hantzschii* in a regulated river system of the lower Nakdong River (South Korea). **Water Research**, v. 41, n. 6, p. 1269-1279, 2007.

JOCHIMSEN, E. M. *et al.* Liver failure and death after exposure to microcystins at a hemodialysis center in Brazil. **New England Journal of Medicine**, v. 338, n. 13, p. 873-878, 1998.

JÚNIOR, T. R. **Educação, meio ambiente e saúde: Escritos científicos do extremo sul do Piauí**. Paco e Littera, 2019. 200 p.

JUNK, W. J. *et al.* A classification of major naturally-occurring Amazonian lowland wetlands. **Wetlands**, v. 31, n. 4, p. 623-640, 2011.

JUNK, W. J. **The central Amazon floodplain: Ecology of a pulsing system**. Berlin: Springer, 1997. 526 p.

KEPPELER, F. W.; HALLWASS, G.; SILVANO, R. A. M. Influence of protected areas on fish assemblages and fisheries in a large tropical river. **Oryx**, v. 51, n. 2, p. 268-279, 2017.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Modern approach to the classification system of cyanophytes. II: Chroococcales. **Archiv für Hydrobiologie. Supplementband. Monographische Beiträge**, v. 73, n. 2, p. 157-226, 1986.

KOMAREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Modern approach to the classification system of Cyanophytes 4-Nostocales. **Archiv für Hydrobiologie. Supplementband. Monographische**

**Beiträge**, v. 82, n. 3, p. 247-345, 1989.

KOMÁREK, J., ANAGNOSTIDIS, K. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Cyanoprokaryota. Teil 1. Chroococcales. Berlin: Spektrum Akademischer Verlag, 1998. 548 pp.

KROGMANN, D. W.; BUTALLA, R.; SPRINKLE, J. Blooms of cyanobacteria on the Potomac River. **Plant physiology**, v. 80, n. 3, p. 667-671, 1986.

LAGOS, N. et al. The first evidence of paralytic shellfish toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*, isolated from Brazil. **Toxicon**, v. 37, n. 10, p. 1359-1373, 1999.

LEFLAIVE, J.; TEN-HAGE, L. Algal and cyanobacterial secondary metabolites in freshwaters: a comparison of allelopathic compounds and toxins. **Freshwater Biology**, v. 52, p. 199–214, 2007.

LEWIS JR, W. M.; WURTSBAUGH, W. A.; PAERL, H. W. Rationale for control of anthropogenic nitrogen and phosphorus to reduce eutrophication of inland waters. **Environmental science & technology**, v. 45, n. 24, p. 10300-10305, 2011.

LIMA, J. M.; Castro, A. B.; Lima, Albertina P.; MAGNUSSON, W. E.; LANDEIRO, V. L.; Fadini, Rodrigo Ferreira. Influência do regime de queimadas sobre a composição florística de uma savana isolada na Amazônia - PELD Oeste do Pará. **Oecologia Australis**, v. 24, p. 301-316, 2020.

LOBO, F. L. *et al.* Effects of small-scale gold mining tailings on the underwater light field in the Tapajós River Basin, Brazilian Amazon. **Remote Sensing**, v. 9, n. 8, p. 861, 2017.

LONGO, M. *et al.* Ecosystem heterogeneity and diversity mitigate Amazon forest resilience to frequent extreme droughts. **New Phytologist**, v. 219, n. 3, p. 914-931, 2018.

LOWE, J. *et al.* Single sublethal dose of microcystin-LR is responsible for different alterations in biochemical, histological and physiological renal parameters. **Toxicon**, v. 59, n. 6, p. 601-609, 2012.

LOWE-MCCONNELL, R. H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: Edusp, 1999. 534 p.

LUNG, W.S.; PAERL, H. W. Modeling blue-green algal blooms in the lower Neuse River. **Water Research**, v. 22, n. 7, p. 895-905, 1988.

MACHADO, J. *et al.* Effects of microcystin-LR and cylindrospermopsin on plant-soil systems: A review of their relevance for agricultural plant quality and public health. **Environmental research**, v. 153, p. 191-204, 2017.

MAGALHÃES, V. F.; SOARES, R. M.; AZEVEDO, S. M. F. O. Microcystin contamination in fish from the Jacarepaguá Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil): ecological implication and human health risk. **Toxicon**, v. 39, n. 7, p. 1077-1085, 2001.

MALAVELLE, F. F. *et al.* Studying the impact of biomass burning aerosol radiative and climate effects on the Amazon rainforest productivity with an Earth system model. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 19, p. 1301-1326, 2019.

- MANGANELLI, M. *et al.* Cyanobacteria biennial dynamic in a volcanic mesotrophic lake in central Italy: Strategies to prevent dangerous human exposures to cyanotoxins. **Toxicon**, v. 115, p. 28-40, 2016.
- MARTORANO, L. G. *et al.* Climate conditions in the eastern amazon: Rainfall variability in Belem and indicative of soil water deficit. **African Journal of Agricultural Research**, v. 12, n. 21, p. 1801-1810, 2017.
- MARTORANO, L. G.; NECHET, D.; PEREIRA, L. C. Tipologia climática do Estado do Pará: adaptação do método de Köppen. **Boletim de Geografia Teorética**, v. 23, p. 45-46, 1993.
- 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.
- MENDES, A. *et al.* Relations of the groundwater quality and disorderly occupation in an Amazon low-income neighborhood developed over a former dump area, Santarém/PA, Brazil. **Environment, development and sustainability**, v. 21, n. 1, p. 353-368, 2019.
- MITROVIC, S. M.; HARDWICK, L.; DORANI, F. Use of flow management to mitigate cyanobacterial blooms in the Lower Darling River, Australia. **Journal of Plankton Research**, v. 33, n. 2, p. 229-241, 2011.
- MONTEIRO, M. D. R. *et al.* Composição e distribuição do microfítoplâncton do rio Guamá no trecho entre Belém e São Miguel do Guamá, Pará, Brasil. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi Ciências Naturais**, v. 4, n. 3, p. 341-351, 2009.
- MOREIRA-TURCQ, P. *et al.* Exportation of organic carbon from the Amazon River and its main tributaries. **Hydrological processes**, v. 17, n. 7, p. 1329-1344, 2003.
- MORENO, I. M. *et al.* Toxic cyanobacteria strains isolated from blooms in the Guadiana River (southwestern Spain). **Biological Research**, v. 37, n. 3, p. 405-417, 2004.
- MORONE, J. *et al.* Revealing the potential of cyanobacteria in cosmetics and cosmeceuticals—A new bioactive approach. **Algal Research**, v. 41, p. 101541, 2019.
- MP pede interdição de 4 pontos em Alter do Chão após casos de hepatite. **G1 Santarém e Região**, Santarém, 13 fev. 2015. Disponível em: <http://g1.globo.com/pa/santarem-regiao/noticia/2015/02/mp-pede-interdicao-de-4-pontos-em-alter-do-chao-apos-casos-de-hepatite.html>. Acesso em: 13 fev. 2015.
- NAIMAN, R. J.; DECAMPS, H. The ecology of interfaces: riparian zones. **Annual review of Ecology and Systematics**, v. 28, n. 1, p. 621-658, 1997.
- NASCIMENTO, N. *et al.* Panorama espaço-temporal de fatores de mudança econômica, social e ambiental na Amazônia: estudo de caso Flona Tapajós. In: **Embrapa Amazônia Oriental-Artigo em anais de congresso (ALICE)**. In: SEMINÁRIO DE PESQUISAS CIENTÍFICAS DA FLORESTA NACIONAL DO TAPAJÓS, 2014, Santarém. Anais... Santarém: Instituto Chico Mendes, 2014.
- NEILAN, B. A. *et al.* Environmental conditions that influence toxin biosynthesis in

cyanobacteria. **Environmental microbiology**, v. 15, n. 5, p. 1239-1253, 2013.

NISHIWAKI-MATSUSHIMA, R. *et al.* Liver tumor promotion by the cyanobacterial cyclic peptide toxin microcystin-LR. **Journal of cancer research and clinical oncology**, v. 118, n. 6, p. 420-424, 1992.

NOVO, E. M. L. M. *et al.* Distribuição sazonal de fitoplâncton no Lago Grande de Curuai em resposta ao pulso de inundação do Rio Amazonas a partir da análise de imagens MODIS. In: **Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Goiânia, Brasil, p. 16-21, 2005.

NUNES, M. U. S.; HALLWASS, G.; SILVANO, R. A. M. Fishers' local ecological knowledge indicate migration patterns of tropical freshwater fish in an Amazonian river. **Hydrobiologia**, v. 833, n. 1, p. 197-215, 2019.

NUTMAN, A. P. *et al.* Rapid emergence of life shown by discovery of 3,700-million-year-old microbial structures. **Nature**, v. 537, n. 7621, p. 535-538, 2016.

OHKAWA, H. *et al.* Mutation of *ndh* genes leads to inhibition of CO<sub>2</sub> uptake rather than HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> uptake in *Synechocystis* sp. strain PCC 6803. **Journal of Bacteriology**, v. 182, n. 9, p. 2591-2596, 2000.

OLIVEIRA, V. R. *et al.* Lung and liver responses to 1-and 7-day treatments with LASSBio-596 in mice subchronically intoxicated by microcystin-LR. **Toxicol**, v. 141, p. 1-8, 2018.

OLIVER, R. L. *et al.* Physiology, blooms and prediction of planktonic cyanobacteria. In: **Ecology of cyanobacteria II**. Springer, Dordrecht, 2012. p. 155-194.

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.

O'NEILL, K.; MUSGRAVE, I. F.; HUMPAGE, A. Extended Low-Dose Exposure to Saxitoxin Inhibits Neurite Outgrowth in Model Neuronal Cells. **Basic & clinical pharmacology & toxicology**, v. 120, n. 4, p. 390-397, 2017.

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.

PAERL, H. W.; OTTEN, T. G. Harmful cyanobacterial blooms: causes, consequences, and controls. **Microbial ecology**, v. 65, n. 4, p. 995-1010, 2013.

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. *et al.* Controlling harmful cyanobacterial blooms in a hyper-eutrophic lake (Lake Taihu, China): the need for a dual nutrient (N & P) management strategy. **water research**, v. 45, n. 5, p. 1973-1983, 2011.

PAWLIK-SKOWRÓŃSKA, B.; KALINOWSKA, R.; SKOWRÓŃSKI, T. Cyanotoxin diversity and food web bioaccumulation in a reservoir with decreasing phosphorus concentrations and perennial cyanobacterial blooms. **Harmful Algae**, v. 28, p. 118-125, 2013.

PEDROSA, C. S. G. *et al.* The cyanobacterial saxitoxin exacerbates neural cell death and brain malformations induced by Zika virus. **bioRxiv**, p. 1-29, 2019.

PHAM, T. L.; UTSUMI, M. An overview of the accumulation of microcystins in aquatic ecosystems. **Journal of environmental management**, v. 213, p. 520-529, 2018.

PRICE, G. D. *et al.* Advances in understanding the cyanobacterial CO<sub>2</sub>-concentrating-mechanism (CCM): functional components, C<sub>i</sub> transporters, diversity, genetic regulation and prospects for engineering into plants. **Journal of experimental botany**, v. 59, n. 7, p. 1441-1461, 2008.

PSA. Comunidades na Amazônia enfrentam falta de água potável? PSA, Projeto Saúde e Alegria, Santarém, 6 set. 2019. Disponível em: <https://saudeealegria.org.br/redemocoronga/comunidades-na-amazonia-enfrentam-falta-de-agua-potavel/>. Acesso em: 21 set. 2019.

QUEIROZ, A. C. L. *et al.* Programa Nacional de Vigilância em Saúde Ambiental Relacionada à Qualidade da Água para Consumo Humano (Vigiagua): lacunas entre a formulação do programa e sua implantação na instância municipal. **Saúde e Sociedade**, v. 21, p. 465-478, 2012.

REICHWALDT, E. S.; GHADOUANI, A. Effects of rainfall patterns on toxic cyanobacterial blooms in a changing climate: between simplistic scenarios and complex dynamics. **Water research**, v. 46, n. 5, p. 1372-1393, 2012.

REYNOLDS, C. S. **The ecology of phytoplankton**. Cambridge University Press, 2006. 435 p.

ROCHA, C.; GALVÃO, H.; BARBOSA, A. Role of transient silicon limitation in the development of cyanobacteria blooms in the Guadiana estuary, south-western Iberia. **Marine Ecology Progress Series**, v. 228, p. 35-45, 2002.

ROLAND, F.; ESTEVES, F. A.; BARBOSA, F. A. R. The influence of bauxite tailings on the light regime and its consequence on phytoplankton primary production in an Amazonian floodplain lake. **Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen**, v. 26, n. 2, p. 765-767, 1997.

ROMO, S. *et al.* Water residence time and the dynamics of toxic cyanobacteria. **Freshwater Biology**, v. 58, n. 3, p. 513-522, 2013.

ROSSETTI, D. F. The role of tectonics in the late Quaternary evolution of Brazil's Amazonian landscape. **Earth-Science Reviews**, v. 139, p. 362-389, 2014.

RUDORFF, C. M. *et al.* Análise derivativa de dados hiperespectrais medidos em nível de campo e orbital para caracterizar a composição de águas opticamente complexas na Amazônia. **Acta Amazonica**, v. 37, n. 2, p. 269-280, 2007.

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, n.1, p. 159-166, 2010.

SABART, M. *et al.* The importance of small colonies in sustaining *Microcystis* population exposed to mixing conditions: an exploration through colony size, genotypic composition and toxic potential. **Environmental microbiology reports**, v. 5, n. 5, p. 747-756, 2013.

SAMPAIO, F. A. R. *et al.* Balanço de nutrientes e da fitomassa em um Argissolo Amarelo

sob floresta tropical amazônica após a queima e cultivo com arroz. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 6, p. 1161-1170, 2003.

SANT'ANNA, C. L. *et al.* **Manual ilustrado para identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras**. Rio de Janeiro: Interciência, 2006. 58 p.

SANT'ANNA, C. L. *et al.* Review of toxic species of Cyanobacteria in Brazil. **Algological studies**, v. 126, n. 1, p. 251-265, 2008.

SANTOS, C. *et al.* Regionalização Hidroclimatológica da bacia hidrográfica do rio Tapajós. **Revista Geográfica Acadêmica**, v. 9, n. 1, p. 32-51, 2015.

SCHMIDT, G. W. Primary Production of Phytoplankton in the Three Types of Amazonian Water. **Amazoniana**, v. 7, n. 3, p. 335-348, 1982.

SCHIRRMESTER, B. E.; GUGGER, M.; DONOGHUE, P. C. J. Cyanobacteria and the Great Oxidation Event: evidence from genes and fossils. **Palaeontology**, v. 58, n. 5, p. 769-785, 2015.

SILVA, A. Alter do Chão no PA está entre os 10 melhores destinos do mundo para conhecer em 2019. **G1 Santarém e Região**, Santarém, 21 dez. 2018. Disponível em: <https://g1.globo.com/pa/santarem-regiao/noticia/2018/12/21/alter-do-chao-no-pa-fica-entre-os-10-melhores-destinos-do-mundo-para-conhecer-em-2019.ghtml>. Acesso em: 28 dez. 2018.

SILVA, S. C. F.; PELEJA, J. R. P.; MELO, S. Flutuação temporal de cianotoxinas (Microcistina) no rio Tapajós (Santarém, Amazônia-Brasil). **Scientia Plena**, v. 15, n. 8, 2019.

SIOLI, H. **Amazônia: fundamentos da ecologia da maior região de florestas tropicais**. 3. ed. Petrópolis: Vozes, 1995. 72 p.

SIVONEN, K.; JONES, G. J. Cyanobacterial toxins. **Toxic Cyanobacteria in Water** (Chorus I & Bartram J, eds). London: WHO Spon Press, 1999. p. 41-111.

SOARES, J. L. F. *et al.* Bioacumulação de mercúrio total (HgT) e hábitos alimentares de peixes da bacia do Rio Negro, Amazônia, Brasil. **Biota Amazônia (Biote Amazonie, Biota Amazonia, Amazonian Biota)**, v. 6, n. 1, p. 102-106, 2016.

SOARES, M. C. S. *et al.* Cyanobacterial dominance in Brazil: distribution and environmental preferences. **Hydrobiologia**, v. 717, n. 1, p. 1-12, 2013.

SOARES, M. C. S.; HUSZAR, V. L. M; ROLAND, F. Phytoplankton dynamics in two tropical rivers with different degrees of human impact (Southeast Brazil). **River research and applications**, v. 23, n. 7, p. 698-714, 2007.

SOUSA, E. B. *et al.* Dinâmica Sazonal do Fitoplâncton do Parque Estadual do Charapucu (Afuá, Arquipélago do Marajó, Pará, Brasil). **Biota Amazônia (Biote Amazonie, Biota Amazonia, Amazonian Biota)**, v. 5, n. 4, p. 34-41, 2015.

SOUZA, M. S. **Distribuição Espaço-Temporal dos Focos de Queimadas na APA de Alter do Chão**, 2017. Dissertação (Mestrado) – Curso Mestrado em Ciências Ambientais, Programa de PósGraduação Stricto Sensu em Recursos Naturais da Amazônia, Universidade Federal do Oeste do Pará, Santarém. 2017.

STEWART, I; SEAWRIGHT, A. A.; SHAW, G. R. Cyanobacterial poisoning in livestock, wild mammals and birds—an overview. In: **Cyanobacterial harmful algal blooms: state of the science and research needs**. New York: Springer, 2008. p. 613-637.

STRICKLAND, J. D. H. PARSONS, T. R. **A practical handbook of seawater analysis**. Canada: Fisheries Research Board, v. 167, p. 81-86, 1968.

SUTHERS, I.; RISSIK, D.; RICHARDSON, A. **Plankton: A guide to their ecology and monitoring for water quality**. CSIRO publishing, 2019.

SVIRČEV, Z. *et al.* Molecular aspects of microcystin-induced hepatotoxicity and hepatocarcinogenesis. **Journal of Environmental Science and Health Part C**, v. 28, n. 1, p. 39-59, 2010.

SVIRČEV, Z. *et al.* Toxicology of microcystins with reference to cases of human intoxications and epidemiological investigations of exposures to cyanobacteria and cyanotoxins. **Archives of toxicology**, v. 91, n. 2, p. 621-650, 2017.

TAPAJÓS, R. *et al.* Fluxo de CO<sub>2</sub> proveniente do rio Tapajós. **Ciência e Natura**, p. 183-186, 2011.

TELFER, A. *et al.*  $\beta$  Carotene Quenches Singlet Oxygen Formed by Isolated Photosystem II Reaction Centers. **Biochemistry**, v. 33, n. 48, p. 14469-14474, 1994.

TESTAI, E. *et al.* Review and analysis of occurrence, exposure and toxicity of cyanobacteria toxins in food. **EFSA Supporting Publications**, v. 13, n. 2, p. 998E, 2016.

TORGAN, L. C. Floração de algas: composição, causas e conseqüências. **INSULA Revista de Botânica**, v. 19, p. 15-33, 1989.

TURNER, P. C. *et al.* Pneumonia associated with contact with cyanobacteria. **BMJ: British Medical Journal**, v. 300, n. 6737, p. 1440, 1990.

UHERKOVICH, G. Algen aus den Flüssen Rio Negro und Rio Tapajós. **Amazoniana**, v. 5, n. 4, p. 465-515, 1976.

UHERKOVICH, G. G. Algen aus einigen Gewässern Amazonies. **Amazoniana**, v. 7, n. 2, p. 191-219, 1981.

UTERMÖHL, H. Zur Vervollkommnung der quatitativen Phytoplankton-Methodik. **Mitt. Int. Ver. Limnol.**, v. 9, p. 1-38, 1958.

VELOSO H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira a um sistema universal**. Rio de Janeiro: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 1991. 123 p.

VERSEUX, C. *et al.* Sustainable life support on Mars—the potential roles of cyanobacteria. **International Journal of Astrobiology**, v. 15, n. 1, p. 65-92, 2016.

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.

VIGGIANI R. L.; PINHEIRO L. Swarovski Waterschool Purus - Amazonas - Phase 1 Report. **Fundação Amazonas Sustentável – FAS**. Manaus, 2018. Disponível em: <http://fas->

amazonas.org/versao/2012/wordpress/wp-content/uploads/2019/02/Relat%C3%B3rio-Waterschool-SITE-PT.pdf. Acesso em: 22 jan. 2019.

VON SPERLING, E.; JARDIM, F. A. Influence of climatic conditions on cyanobacteria blooms in a tropical water supply river (Rio das Velhas, Brazil). In: **Water, sanitation and hygiene-Sustain-able development and multisectoral approaches: Proceedings of the 34th WEDC International Conference, Addis Ababa, Ethiopia**. cc WEDC, Loughborough University, 2009. 5 p.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG, 2005. 452 p.

WOOD, S. A. *et al.* Switching toxin production on and off: intermittent microcystin synthesis in a Microcystis bloom. **Environmental microbiology reports**, v. 3, n. 1, p. 118-124, 2011.

World Health Organization - WHO. **Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first addendum**. Geneva: World Health Organization; 2017, 631 p.

WYBORN, C. *et al.* Co-producing sustainability: Reordering the governance of science, policy, and practice. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 44, p. 319-346, 2019.

YU, S. Z. Primary prevention of hepatocellular carcinoma. **Journal of gastroenterology and hepatology**, v. 10, n. 6, p. 674-682, 1995.

ZACARDI, D. M.; PONTE, S. C. S.; SILVA, A. J. S. Caracterização da pesca e perfil dos pescadores artesanais de uma Comunidade às margens do Rio Tapajós, Estado do Pará. **Amazônia: Ci. & Desenv**, v. 10, n. 19, p. 129-148, 2014.

ZAGATTO, P. A. *et al.* Neurotoxicity of two *Cylindrospermopsis raciborskii* (cyanobacteria) strains to mice, *Daphnia*, and fish. **Environmental toxicology and chemistry**, v. 31, n. 4, p. 857-862, 2012.

ZANCHETT, G.; OLIVEIRA-FILHO, E. C. Cyanobacteria and cyanotoxins: from impacts on aquatic ecosystems and human health to anticarcinogenic effects. **Toxins**, v. 5, n. 10, p. 1896-1917, 2013.

ZHENG, C. *et al.* Serum microcystin levels positively linked with risk of hepatocellular carcinoma: A case-control study in southwest China. **Hepatology**, v. 66, n. 5, p. 1519-1528, 2017.