



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
CAMPUS I- CAMPINA GRANDE
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO
CURSO DE MESTRADO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO**

TATIANE MEDEIROS QUEIROZ

**DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE CIANOBACTÉRIAS EM RESERVATÓRIOS
TROPICAIS: IDENTIFICANDO AS VARIÁVEIS DETERMINANTES E O PAPEL
DA AUTOCORRELAÇÃO ESPACIAL**

**CAMPINA GRANDE
2023**

TATIANE MEDEIROS QUEIROZ

**DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE CIANOBACTÉRIAS EM RESERVATÓRIOS
TROPICAIS: IDENTIFICANDO AS VARIÁVEIS DETERMINANTES E O PAPEL
DA AUTOCORRELAÇÃO ESPACIAL**

Trabalho de Dissertação apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Área de concentração: Ecologia e Conservação.

Orientador: Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa/UEPB
Coorientadora: Prof^{ta}. Dra. Juliana dos Santos Severiano/UEPB

CAMPINA GRANDE

2023

É expressamente proibido a comercialização deste documento, tanto na forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano do trabalho.

Q3d Queiroz, Tatiane Medeiros.

Distribuição espacial de cianobactérias em reservatórios tropicais [manuscrito] : identificando as variáveis determinantes e o papel da Autocorrelação Espacial / Tatiane Medeiros Queiroz. - 2023.

50 p. : il. colorido.

Digitado.

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade Estadual da Paraíba, Pró-Reitoria de Pós-Graduação e Pesquisa, 2023.

"Orientação : Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa , Departamento de Biologia - CCBS. "

"Coorientação: Profa. Dra. Juliana dos Santos Severiano , Departamento de Biologia - CCBS."

1. Autocorrelação Espacial. 2. Índice de Moran Global e Local. 3. Florações de cianobactérias. I. Título

21. ed. CDD 577

TATIANE MEDEIROS QUEIROZ

DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE CIANOBACTÉRIAS EM RESERVATÓRIOS TROPICAIS: IDENTIFICANDO AS VARIÁVEIS DETERMINANTES E O PAPEL DA AUTOCORRELAÇÃO ESPACIAL

Trabalho de Dissertação apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Área de concentração: Ecologia e Conservação.

Aprovada em: 28/02/2023.

BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa (Orientador)
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



Prof^a. Dra. Joseline Molozzi (Examinadora interna)
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



Prof. Dr. Ênio Wocylí Dantas (Examinador externo)
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)

Dedico a realização deste trabalho, a todas pessoas que me incentivaram e educaram em toda a jornada da minha vida.

Dedico aos meus avós, Iraci Maria e José Soares (*in memoriam*), por todo amor e apoio. Dedico aos meus pais, Maria do Socorro e Antônio Queiroz e aos meus irmãos.

AGRADECIMENTOS

Agradeço imensamente a Deus e a Nossa Senhora, por sua infinita misericórdia em minha vida, por me guiar e dar forças para caminhar e lutar pelos meus estudos. A construção desse trabalho só foi possível primeiramente graças ao Senhor. Obrigada, por ter caminhando comigo no desenvolvimento dessa dissertação, principalmente no primeiro ano do mestrado que foi durante ano da pandemia global que tivemos que se adaptar rapidamente as modificações no laboratório, estudos e no convívio familiar e com amigos para que pudessem continuar de uma forma diferente do “normal”.

Minha eterna gratidão aos meus Avós, Iraci Maria e José Soares (in memoriam), por todo amor e carinho, pela dedicação e por batalhar tanto para criar eu e meus irmãos até os últimos instantes de suas vidas. Com todo amor incondicional o meu anjo e eterno amor, minha Avó, Iraci (in memoriam), que assumiu papel de mãe em minha vida.

Aos meus pais, Maria do Socorro e Antônio Queiroz, exemplos de honestidade, que me ensinaram valores importantes para toda a vida. Amo vocês! Também agradeço aos meus irmãos que amo incondicionalmente, Alexandro Medeiros (in memoriam), Natiana Medeiros, Daiane Medeiros, Ylaiane Medeiros, Adriano Medeiros e Natiele Medeiros, vocês são muito importantes em minha vida e tenho muito orgulho de cada um de vocês, nossa união foi maior do que todas as dificuldades e com isso conseguimos realizar tantos sonhos.

Ao meu Orientador Dr. José Etham de Lucena Barbosa, por todos os ensinamentos, apoio, confiança e principalmente paciência. Agradeço pela oportunidade de fazer parte do seu grupo de pesquisa.

A minha Coorientadora Dr. Juliana Santos Severiano por toda paciência, ensinamentos e direcionamentos no meu trabalho. Agradeço também por incentivar e acreditar nas pessoas que a educação muda a realidade de vida das pessoas, fazendo com que tantas vidas sejam transformadas.

Aos meus amigos, Vanessa Virgínia, Morgana Monteiro, Gustavo Correia. Obrigada por toda força e momentos alegres que passamos.

A Ranielle, Daianay Aguiar Vitor Melo, agradeço pela amizade. Obrigada, pelos conselhos, força e momentos que passamos juntos. A minha grande amiga Vanderleya Batista, por todo apoio e carinho.

A todos os meus colegas da turma de mestrado pelo tempo que passamos juntos e por todo aprendizado, principalmente aos mestrandos, Vitor Melo, Maria Eduarda, Ana Vitória,

Emmanuelly e Dayrla. Em especial, a minha amiga Rayane Gonçalves, foi ótimo te conhecer, obrigada por tanto apoio. Agradeço, ao meu amigo Igor Eloi pelos ensinamentos e paciência.

Aos integrantes do laboratório de Ecologia Aquática (Leaq), agradeço pela convivência diária e momentos de partilhas tão alegres e por toda ajuda e aprendizado. A Camila Mendes, Danielly Lucena, Klisman Dantas, pelos direcionamentos e conselhos.

A Profa Joseline Molozzi e Prof Ênio Wocylí, agradeço não somente ter aceitado participar da minha banca, mas também por todos os conhecimentos na minha trajetória acadêmica.

Aos técnicos de laboratório, Adriano Cordeiro e Climélia da Nóbrega, por toda ajuda.

A Dona Mari e Edilma, pela dedicação e cuidado e por nossas conversas. Por fim, agradeço aos professores e ao programa a Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.

A Universidade Estadual da Paraíba

A Capes, pela concessão da bolsa concedida.

Muito Obrigada!

“A Educação não transforma o mundo.
Educação muda as pessoas. Pessoas
transformam o mundo.”

(Paulo Freire).

RESUMO

Pouco se sabe sobre a autocorrelação espacial (ACE) e padrão de distribuição das cianobactérias em reservatórios tropicais quando considerado o efeito do espaço com base nas variáveis ambientais. A autocorrelação espacial (ACE) mede a relação entre as variáveis bióticas e abióticas considerando a proximidade espacial em que observações próximas espacialmente possuam valores mais semelhantes do que aquelas distantes. O presente estudo buscou avaliar a distribuição espacial de cianobactérias e identificar as variáveis preditoras em reservatórios tropicais, utilizando modelos de regressão espacial para saber se a incorporação da autocorrelação espacial (ACE) afeta as estimativas dos coeficientes dos modelos e a inferência de modelos estatísticos. Amostramos a comunidade fitoplanctônica em trinta e sete reservatórios tropicais distribuídos em diferentes bacias hidrográficas do estado da Paraíba/Nordeste, Brasil, durante fevereiro de 2020 a dezembro de 2021, com frequência trimestral na subsuperfície da coluna de água. Avaliamos a ACE através do Índice de Moran Global e Local e em seguida realizado Modelos de regressão espacial e não espacial para determinar as variáveis explicativas da distribuição de biomassa das cianobactérias. Nossos resultados mostraram que dos 37 reservatórios que avaliamos, dezenove (19) mostraram dominância de cianobactérias, ou seja, mostraram biomassa de cianobactérias superior a 50% da biomassa total da comunidade fitoplanctônica. A biomassa de cianobactérias mostrou ACE, especialmente, quando se considera em nível de bacia hidrográfica; apesar desse efeito variar em função da bacia hidrográfica estudada. A biomassa de cianobactérias dentro da bacia do rio Paraíba mostrou ACE significativa ($I = 0,404$; $p = 0,008$) com padrão de distribuição espacial do tipo alto-alto e baixo-baixo, enquanto os efeitos espaciais dentro do estado da Paraíba onde temos os conjuntos de todas as bacias não foram significativas. Os resultados das regressões mostraram que as variáveis determinantes para a biomassa de cianobactérias, foram precipitação, o volume hídrico, a temperatura, o oxigênio dissolvido, o fósforo total, o nitrogênio amoniacal e a alcalinidade total. Observamos que os valores foram maiores nas regressões espaciais lag e do erro e menores valores de AIC, além de mostrar um maior número de variáveis preditivas, quando comparado aos modelos de regressão clássica. Portanto, a incorporação das análises de autocorrelação espacial pode auxiliar na definição de quais localidades pode ser priorizada para conservação e estratégias de manejo.

Palavras-chave: padrão espacial; índice de Moran global e local; florações de cianobactérias; modelos de regressão

ABSTRACT

Little is known about the spatial autocorrelation (ACE) and pattern of distribution of cyanobacteria in tropical reservoirs when considering the effect of space based on environmental variables. Spatial autocorrelation (ACE) measures the relationship between biotic and abiotic variables considering the spatial proximity in which spatially close observations have more similar values than distant ones. The present study sought to evaluate the spatial distribution of cyanobacteria and identify predictive variables in tropical reservoirs, using spatial regression models to find out whether the incorporation of spatial autocorrelation (ACE) affects the estimates of model coefficients and the inference of statistical models. We sampled the phytoplankton community in thirty-seven tropical reservoirs distributed in different river basins in the state of Paraíba/Northeast, Brazil, during February 2020 to December 2021, with a quarterly frequency in the subsurface of the water column. We evaluated the ACE through the Global and Local Moran Index and then performed spatial and non-spatial regression models to determine the explanatory variables of the distribution of cyanobacterial biomass. Our results showed that out of the 37 reservoirs we evaluated, nineteen (19) showed dominance of cyanobacteria, that is, they showed cyanobacteria biomass greater than 50% of the total biomass of the phytoplankton community. The cyanobacterial biomass showed ACE, especially when considering the watershed level; although this effect varies according to the hydrographic basin studied. Cyanobacteria biomass within the Paraíba river basin showed significant ACE ($I = 0.404$; $p = 0.008$) with a high-high and low-low spatial distribution pattern, while the spatial effects within the state of Paraíba where we have the clusters from all basins were not significant. The results of the regressions showed that the determining variables for the cyanobacterial biomass were precipitation, water volume, temperature, dissolved oxygen, total phosphorus, ammoniacal nitrogen and total alkalinity. We observed that the values were higher in the spatial lag and error regressions and lower AIC values, in addition to showing a greater number of predictive variables when compared to the classical regression models. Therefore, the incorporation of spatial autocorrelation analyzes can help define which locations can be prioritized for conservation and management strategies.

Keywords: spatial pattern; global and local Moran index; cyanobacteria blooms; regression models

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Tabela 1- Índice global de Moran em toda a área geográfica estudada e para as bacias hidrográficas do rio Paraíba e do rio Piranhas. Os valores em negrito destacam o valor do pseudo p significativo.	33
Tabela 2 - Modelos de regressões explicando a biomassa das cianobactérias em toda a área geográfica estudada e para as bacias hidrográficas do rio Paraíba e do rio Piranhas, quando a autocorrelação espacial foi confirmada, com base no índice geral de Moran (ver resultado dessa análise na Tabela 2). Temperatura (Temp), Nitrogênio amoniacal (N-NH ₃), Volume (Vol), oxigênio dissolvido (OD), Precipitação (Prec), fósforo total (PT), Alcalinidade total (CaCO ₂), -, modelo não significativo.	37

LISTA DE TABELAS

Figura 1- Localização dos reservatórios estudados, no estado da Paraíba, Brasil. 1, Acauã; 2, Araçagi; 3, Engenheiro Arcoverde; 4, Bodocongó; 5, Boqueirão do Cais; 6, Cachoeira dos Cegos; 7, Camalaú; 8, Condado; 9 cordeiro; 10, Coremas; 11, Engenheiro Ávidos; 12, Boqueirão; 13, Escondido; 14, Farinha; 15, Mamuaba; 16, Jatobá I; 17, Jenipapeiro (Buiú); 18, José Rodrigues; 19, Lagoa do Arroz; 20, Mãe d'água; 21, Mucutu; 22, Namorados; 23, Nova Camará; 24, Pilões; 25, Poções; 26, Riacho dos Cavalos; 27, Saco; 28, Santa Inês; 29, Santa Luzia; 30, São Gonçalo; 31, São José II; 32, São Mamede; 33, São Paulo; 34, Saulo Maia; 35, Soledade; 36, Sumé; 37, Várzea Grande.	23
Figura 2- Distribuição espacial da biomassa da comunidade fitoplanctônica (a) biomassa das cianobactérias (b) e abundância relativa de cianobactérias (c) em reservatórios do estado da Paraíba, região Nordeste do Brasil.-	31
Figura 3- Autocorrelação espacial global e local da biomassa total de cianobactérias em toda área geográfica do estado da Paraíba e para as bacias hidrográficas do rio Paraíba e do rio Piranhas. Moran's I= (significa valor do índice de autocorrelação global).....	32
Figura 4- Localização de aglomerados e tipos de autocorrelação espacial global e local significativa da biomassa das cianobactérias <i>Coelomonon_tropicalis</i> (a), <i>Raphidiopsis raciborskii</i> (b), <i>Dolichospermum solitarium</i> (c), <i>Merismopedia tenuissima</i> (d), <i>Pseudanabaena catenata</i> (e), <i>Psedanabaena galeata</i> (f) e <i>Romeria</i> sp. (g) em bacias hidrográficas do estado da Paraíba, região Nordeste do Brasil.	35

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	12
1.1 ESTRUTURA GERAL DA DISSERTAÇÃO.....	16
2 ARTIGO- CAPÍTULO I- DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE CIANOBACTÉRIAS EM RESERVATÓRIOS TROPICAIS: IDENTIFICANDO AS VARIÁVEIS DETERMINANTES E O PAPEL DA AUTOCORRELAÇÃO ESPACIAL	17
3 INTRODUÇÃO	20
4 MATERIAS E MÉTODOS.....	23
4.1 Área de Estudo.....	23
4.2 Delineamento amostral.....	25
4.3 Variáveis Físicas e Químicas	25
4.4 Análise quali-quantitativa do fitoplâncton e das cianobactérias	25
4.5 Análise de distribuição espacial.....	26
4.6 Testes de Autocorrelação espacial (ACE)	27
4.7 Modelos Estatísticos de Regressão	28
5 RESULTADOS	30
5.1 Distribuição espacial da biomassa fitoplanctônica e abundância de cianobactérias..	30
5.2 Autocorrelação Espacial Global e Local	31
5.3 Variáveis determinantes para biomassa de cianobactérias e os efeitos de autocorrelação espacial na qualidade do modelo de regressão	36
6 DISCUSSÃO	37
7 CONCLUSÃO.....	40
REFERÊNCIAS.....	41
APÊNDICE A- RESERVATÓRIOS, BACIA HIDROGRÁFICA, REGIÃO FITOGEOGRÁFICA, COORDENADAS GEOGRÁFICAS (LATITUDE E LONGITUDE), CAPACIDADE MÁXIMA DOS RESERVATÓRIOS ESTUDADOS NO ESTADO DA PARAÍBA, NORDESTE DO BRASIL	50

1. INTRODUÇÃO GERAL

Os padrões de distribuição das espécies em escalas maiores e menores são direcionados pelas condições ambientais que favorecem a sua ocorrência (LIEBERMAM et al., 1995), no entanto filtros ambientais podem selecionar espécies de modo que sua habilidade de dispersão pode não ser suficiente para garantir o seu sucesso em determinado habitat. Dessa forma, avaliar os padrões de distribuições espaciais podem auxiliar na compreensão da ecologia e sucesso de determinada espécie. Além disso, a conectividade espacial, como por exemplo, menores distâncias geográficas entre os sistemas e a conexão hidrológica, nos casos dos corpos aquáticos, podem facilitar o processo de dispersão e similaridade das espécies ao longo de diferentes escalas (MCGILL 2010; MITTELBAACH & SCHEMSKE, 2015).

A autocorrelação espacial (ACE) mede a correlação da variável ambiental com ela mesma, em relação à distância espacial entre espécies em um determinado local, podendo mostrar que valores em locais vizinhos mais ou menos distantes, resultando em manchas ou gradientes é analisado em relação aos valores nos locais vizinhos (Guélat & Kéry 2018). Essa ACE na distribuição das espécies influenciada por fatores exógenos que são relacionados as variáveis ambientais externas (físicas e químicas, geomorfológicos e clima) e fatores endógenos relacionado à características intrínsecas da espécie (competição e dispersão) (BONADA et al., 2011; VÁCLAVÍK et al. 2012).

A análise da ACE é baseada na primeira lei da geografia desenvolvida por Waldo Tobler em 1970, a qual afirma que “todas as coisas são parecidas, mas coisas mais próximas se parecem mais que coisas mais distantes” (Tobler, 1979). Além disso, de acordo com Tobler há maiores chances de haver semelhança quando são comparados dois objetos próximos, devido aos processos ambientais que os influenciam no espaço tendem a ser semelhantes (JOO et al., 2017; BONADA et al., 2012). Deste modo, as espécies podem apresentar autocorrelação espacial positiva em consequência de respostas a condições bióticas ou abióticas que são espacialmente correlacionadas, mostrando semelhanças entre as espécies em locais próximos do que em locais distantes, ou menos semelhantes (autocorrelação negativa) sendo possível identificar os padrões de associação espacial entre os dados (GOBBI & BRAMBELLA, 2016; GASPARD et al., 2019).

Um dos índices mais utilizados para medir a autocorrelação espacial é o Índice de Moran Global, desenvolvido por Moran (1950). O Índice de Moran Global é uma análise de covariância que avalia a interdependência espacial entre as diferentes unidades de áreas tem a função de estimar uma medida geral para toda a região, mostrando a heterogeneidade dos

ambientes (HAMM et al., 2012; NAIMI et al., 2013). Outros índices podem ser utilizados para avaliar a ACE, o Indicador Local de Associação Espacial (LISA) ou Índice de Moran Local é uma delas. Esse índice verifica a ACE local de variáveis. O LISA é uma decomposição do Índice Global, fornece uma medida de correlação entre um único local e seus vizinhos, a identificação de padrão de agrupamentos que podem ser visualizados em mapa (ANSELIN 1995; CHEN, 2022). Esse método permite a identificação no mapa de *clusters*, que são agrupamentos com valores de variáveis ambientais similares e outliers, agrupamentos de valores de variáveis dissimilares (ANSELIN 1995; CHEN, 2022). Além disso, é possível observar se esses padrões de associação espacial são significativos. Os mapas gerados através do LISA podem auxiliar na definição de quais localidades pode ser priorizada para conservação e estratégias de manejo (ANSELIN 1995; CHEN, 2022).

A aplicação dos Índices de Moran Global e Local (LISA) pode ser utilizada em dois tipos de regressão espacial que leva em consideração o efeito espacial, a regressão do Modelo Espacial e o Modelo Espacial do erro (ATABATI et al., 2022), ou seja, como esses índices mostra se existe ACE na distribuição geográfica dos dados, é uma forma de verificar também a força no espaço e nas relações entre as variáveis bióticas e abióticas para a interpretação dos padrões de distribuição observado (XIAO et al., 2013; MIRALHA & KIM 2018). A utilização desses modelos é importante para a avaliação de correlação de duas ou mais variáveis correlacionadas com o espaço em que estão inseridas (MIRALHA & KIM, 2018; ATABATI et al., 2022).). Em contrapartida, os métodos estatísticos clássicos usados para analisar as relações espécie-ambiente, como as convencionais abordagens de regressão, não incorporam a ACE e, com isto, assumem que os valores amostrais das variáveis resposta e explicativas são estatisticamente independentes. Assim, os modelos que ignoram os efeitos espaciais provavelmente produzirão resíduos autocorrelacionados que violam a suposição de erros independentes (SKEVAS et al., 2018; MIRALHA & KIM 2018). Esses modelos não espaciais podem inflar a taxa do erro do tipo rejeitando a hipótese nula de inexistência de ACE (Kim e Shin, 2016) e esses resultados errados do modelo provavelmente produzirão resíduos autocorrelacionados que violam a suposição de erros independentes (MIRALHA & KIM, 2018; KIM E SHIN, 2016).

As regressões espaciais tentam capturar variações espaciais permitindo que os parâmetros do modelo de regressão mudem ao longo do espaço (MIRALHA & KIM, 2018). Essa aplicação de modelos de regressão para identificar o padrão de distribuição e ACE da biomassa de cianobactérias, podem produzir modelos com bom desempenho tanto para

explicação das variáveis preditoras para sua distribuição nos ambientes aquáticos, quanto para previsão de aumento das florações de cianobactérias e pode fornecer implicações importantes sobre seus impactos ecológicos em escalas espaciais maiores.

A composição e biomassa das cianobactérias variam tanto sazonalmente quanto espacialmente (AMORIM et al., 2021; PAERL et al., 2016). As diferenças no padrão espacial das cianobactérias (por exemplo, distância entre os corpos aquáticos) podem ser relacionados com a precipitação que contribui para o aumento da conexão entre os locais e, conseqüentemente, influencia no aumento da dispersão das espécies, especialmente, quando se considera que as cianobactérias possuem uma alta capacidade de dispersão (VERREYDT et al., 2012; HEINO et al., 2015; HUSZAR et al., 2015). Vários estudos têm avaliado a variação na distribuição da biomassa de cianobactérias e direcionado, principalmente, a fatores ambientais (PHAM et al., 2017; LI et al., 2019; AMORIM & MOURA, 2022), no entanto a interação dos fatores ambientais e espacial (distância geográfica) é de fundamental importância na distribuição dessas espécies, de modo que as condições locais do ambiente pode ser insuficiente para explicar a distribuição das florações das cianobactérias (VERLEYEN et al., 2009 ; HÁJEK et al., 2011; HEINO, 2011).

As cianobactérias possuem características que auxiliam na dispersão como a produção de aerotópos que permite que essas espécies regulem sua posição na coluna de água e células de resistência os acinetos que garante a permanência em ambientes até que retorne as condições de luz e nutrientes mais adequadas, e a mucilagem que permite a proteção contra a dessecação, e com isso podem ter uma melhor capacidade de dispersão maior do que aquelas que não formam essas estruturas (CAVICCHIOLI et al. 2019; PINEDA et al., 2022). A diversidade das cianobactérias em ecossistemas aquáticos é influenciada em escala espacial por variação dos fatores ambientais, barreiras de dispersão entre os habitats adequados e por variação temporal associadas à sazonalidade (SANTANA et al., 2016; BORTOLINI et al., 2017; MORESCO et al., 2017).

A escalas espaciais locais e regionais são importantes para determinar o padrão de distribuição das cianobactérias em corpos hídricos podendo ser relacionada como a variáveis químicas (concentrações de nutrientes) e físicas (profundidade, tamanho da área, volume) (REN et al., 2014; HARRIS et al., 2016; PINEDA et al., 2022; RIBEIRO ET AL., 2018b). No entanto, em escalas espaciais maiores, a distribuição a comunidade fitoplanctônica mostrou ser influenciada principalmente pelo espaço, enquanto em escalas espaciais menores, foi influenciada principalmente pelas condições ambientais (RIBEIRO et al., 2018b). O uso de escalas geográficas como, por exemplo, escalas maiores como bacia hidrográfica e menores

como um único rio ou reservatório, onde espera-se que a dispersão seja maior em escalas geográficas menores (GRÖNROOS, 2013; HEINO & XIONG et al., 2016). No entanto, associado a escala geográfica e a distância, contribui para o aumento da heterogeneidade ambiental e diminuição da similaridade ao longo da distância espacial dentro dos reservatórios, mostrando que os fatores espaciais e ambientais influenciam a composição das comunidades aquáticas (MELO et al., 2012; JIAN et al., 2022).

A dinâmica e estrutura das cianobactérias em sistemas aquáticos podem ser controladas por fatores ambientais, como volume hídrico, tamanho do ambiente, distância, condições de luz e temperatura, podendo variar dependendo da escala espacial (XIAO et al., 2013; HARRIS et al., 2016; WU et al., 2019; BRASIL et al., 2020). Além disso, os padrões hidrológicos são importantes para os processos ambientais e locais que direcionam as espécies de água doce (BRASIL et al., 2020). Na região tropical à ausência de rios perenes e chuvas irregulares espacialmente e temporalmente, contribui para que alguns reservatórios estejam desconectados durante maior parte do ano e outros não são conectados (BARBOSA et al., 2012; DATRY et al., 2016; BRASIL et al., 2016). Essa desconectividade hidrológica em períodos de seca causa alterações nas condições ambientais e na paisagem como também mudanças na dispersão das espécies (BRASIL et al., 2020). Por outro lado, em períodos de precipitação ocorre o restabelecimento das redes fluviais e a conectividade hidrológica entre os reservatórios por meio de canais abertos, pode levar à homogeneização das condições ambientais e das comunidades entre os locais devido aumento do processo de dispersão das cianobactérias (XIAO et al., 2016; BRASIL et al., 2020).

Os reservatórios são ambientes artificiais que foram construídos através de um barramento de um rio mudando de sistemas lótico para lênticos. Esses ambientes são constantemente impactados por mudanças ambientais devido ao uso e ocupação da terra, eventos de seca, mudanças climáticas e fragmentação dos habitats, promovendo a perda da biodiversidade nos ecossistemas (DAGA et al., 2014; JEPPESEN et al., 2015; BORICS et al., 2021; SALMASO & TOLOTTI, 2021). Essas ações antrópicas podem ser observadas em escalas global, regional e local, o que é preocupante devido ao aumento das florações de cianobactérias em corpos aquáticos (ZHANG et al., 2019; ZHANG et al., 2021). Essas florações de cianobactérias são determinadas a partir da biomassa celular maior que 10 mg L^{-1} de acordo com os critérios da Organização Mundial da Saúde (OMS) (CHORUS & BARTRAM, 1999). Além disso, reservatórios da região tropical brasileira mostrou altas biomassas de espécies potencialmente produtoras de toxinas (MOURA et al., 2018; DOS SANTOS SILVA et al.,

2020).

Nesse contexto, avaliamos a distribuição espacial de cianobactérias e identificamos as variáveis preditoras em reservatórios tropicais, utilizando modelos de regressão espacial para saber se a incorporação do ACE afeta as estimativas dos coeficientes dos modelos e a inferência de modelos estatísticos. Temos como hipóteses que i) a biomassa das cianobactérias mostra autocorrelação espacial em reservatórios tropicais, de forma que um valor alto de biomassa em um determinado reservatório é acompanhado de altos valores nos reservatórios vizinhos, especialmente, naqueles que estão inseridos em uma mesma bacia hidrográfica; e que ii) a incorporação de autocorrelação espacial na identificação das variáveis preditoras da distribuição espacial das cianobactérias influencia na estimativa dos coeficientes da regressão e leva a modelos estatísticos com um melhor ajuste.

1.1 ESTRUTURA GERAL DA DISSERTAÇÃO

O presente estudo está organizado em um capítulo redigidos no formato de manuscrito com objetivo de avaliar a distribuição espacial de cianobactérias e identificamos as variáveis preditoras em 37 reservatórios tropicais, utilizando modelos de regressão espacial para saber se a incorporação do ACE afeta as estimativas dos coeficientes dos modelos e a inferência de modelos estatísticos. O manuscrito está intitulado “Distribuição espacial de cianobactérias em reservatórios tropicais: Identificando as variáveis determinantes e o papel da autocorrelação espacial” e será submetido ao periódico Science of The Total Environment.

2 ARTIGO I- CAPÍTULO 1

DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE CIANOBACTÉRIAS EM RESERVATÓRIOS TROPICAIS: IDENTIFICANDO AS VARIÁVEIS DETERMINANTES E O PAPEL DA AUTOCORRELAÇÃO ESPACIAL



Manuscrito a ser submetido ao periódico Science of The Total Environment

Distribuição espacial de cianobactérias em reservatórios tropicais: Identificando as variáveis determinantes e o papel da autocorrelação espacial

Tatiane Medeiros Queiroz¹, Juliana dos Santos Severiano², José Etham de Lucena Barbosa³

¹Pós-Graduação em Ecologia e Conservação - Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, Brasil; email: tatianemedeiros5892@gmail.com

^{2,3}Departamento de Biologia – Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação
Department of Biology/Postgraduate Programme in Ecology and Conservation, Universidade Estadual da Paraíba, Campus I, Av. Baraúnas, 351, Bairro Universitário, CEP: 58429-500, Campina Grande, Brasil

RESUMO

O presente estudo buscou avaliar a distribuição espacial de cianobactérias e identificar as variáveis preditoras em reservatórios tropicais, utilizando modelos de regressão espacial para saber se a incorporação da autocorrelação espacial (ACE) afeta as estimativas dos coeficientes dos modelos e a inferência de modelos estatísticos. Amostramos a comunidade fitoplanctônica em trinta e sete reservatórios tropicais distribuídos em diferentes bacias hidrográficas do estado da Paraíba/ Nordeste, Brasil. A amostragem ocorreu em fevereiro de 2020 a dezembro de 2021, com frequência trimestral na subsuperfície da coluna de água em um único local, na barragem. Avaliamos a ACE através do Índice de Moran Global e os Indicadores Locais de Associação Espacial (LISA) e em seguida realizado Modelos de regressão espacial e não espacial para determinar as variáveis explicativas da distribuição de biomassa das cianobactérias. Nossos resultados mostraram que dos 37 reservatórios que avaliamos, dezenove (19) mostraram dominância de cianobactérias, ou seja, mostraram biomassa de cianobactérias superior a 50% da biomassa total da comunidade fitoplanctônica, o que corresponde a 51,35% dos reservatórios estudados. A biomassa de cianobactérias mostrou ACE, especialmente, quando se considera em nível de bacia hidrográfica; apesar desse efeito variar em função da bacia hidrográfica estudada. A biomassa de cianobactérias dentro da bacia do rio Paraíba mostrou ACE significativa ($I=0,404$; $p= 0,008$) com padrão de distribuição espacial do tipo alto-alto e baixo-baixo, enquanto os efeitos espaciais dentro do estado da Paraíba onde temos os conjuntos de todas as bacias não foram significativas. Os resultados também mostraram um padrão de ACE na bacia do rio Paraíba para muitas espécies, enquanto na bacia do rio Piranhas, não apresentou o mesmo padrão, onde somente o gênero *Romeria* sp. mostrou ACE positiva. Os resultados das regressões mostraram que as variáveis determinantes para a biomassa de cianobactérias, foram precipitação, o volume hídrico, a temperatura, o oxigênio dissolvido, o fósforo total, o nitrogênio amoniacal e a alcalinidade total. Observamos que os valores foram maiores nas regressões espaciais lag e do erro e menores valores de AIC, além de mostrar um maior número

de variáveis preditivas, quando comparado aos modelos de regressão clássica. Portanto, é importante a aplicação de ACE nesses ambientes, pois é uma forma de contribuir para entender problemáticas ambientes, como as florações de cianobactérias potencialmente tóxicas, permitindo analisar variáveis ecológicas e ambientais que explica a distribuição dessas florações no espaço geográfico.

Palavras-chave: padrão espacial; índice de Moran global e local; florações de cianobactérias; correlação espacial; modelos de regressão

ABSTRACT

The present study sought to evaluate the spatial distribution of cyanobacteria and identify predictive variables in tropical reservoirs, using spatial regression models to find out whether the incorporation of spatial autocorrelation (ACE) affects the estimates of model coefficients and the inference of statistical models. We sampled the phytoplankton community in thirty-seven tropical reservoirs distributed in different river basins in the state of Paraíba/Northeast, Brazil. Sampling took place from February 2020 to December 2021, with a quarterly frequency in the subsurface of the water column in a single location, in the dam. We evaluated ACE using the Global Moran Index and Local Indicators of Spatial Association (LISA) and then performed spatial and non-spatial regression models to determine the explanatory variables of the distribution of cyanobacterial biomass. Our results showed that out of the 37 reservoirs we evaluated, nineteen (19) showed dominance of cyanobacteria, that is, they showed cyanobacteria biomass greater than 50% of the total biomass of the phytoplankton community, which corresponds to 51.35% of the studied reservoirs. The cyanobacterial biomass showed ACE, especially when considering the watershed level; although this effect varies according to the hydrographic basin studied. Cyanobacteria biomass within the Paraíba river basin showed significant ACE ($I=0.404$; $p=0.008$) with a high-high and low-low spatial distribution pattern, while the spatial effects within the state of Paraíba where we have the clusters from all basins were not significant. The results also showed an ACE pattern in the Paraíba river basin for many species, while in the Piranhas river basin, it did not show the same pattern, where only the genus *Romeria* sp. showed positive ACE. The results of the regressions showed that the determining variables for the cyanobacterial biomass were precipitation, water volume, temperature, dissolved oxygen, total phosphorus, ammoniacal nitrogen and total alkalinity. We observed that the values were higher in the spatial lag and error regressions and lower AIC values, in addition to showing a greater number of predictive variables when compared to the classical regression models. Therefore, the application of ACE in these environments is important, as it is a way to

contribute to understanding problematic environments, such as potentially toxic cyanobacterial blooms, allowing the analysis of ecological and environmental variables that explain the distribution of these blooms in geographic space.

Key words: spatial pattern; global and local Moran index; cyanobacteria blooms; spatial correlation; regression models

3 INTRODUÇÃO

Ainda é um desafio na ecologia prever a distribuição de espécies no espaço com base na relação com as variáveis ambientais. A natureza desse desafio é manifestada especialmente quando se considera que análises de distribuição espacial são frequentemente influenciadas pela autocorrelação espacial (ACE), a qual denota haver dependência dos valores de uma determinada variável dos valores da mesma variável registrados em locais vizinhos (CLIFF & ORD 1973; FORTIN & DALE 2005); ou seja, na ACE, coisas mais próximas estão mais relacionadas que coisas mais distantes. Numerosos estudos observaram a importância de incorporar a ACE em análises de distribuição espacial e enfatizam que ignorá-la pode ter um impacto substancial nos processos de modelagem e inferências, resultando em conclusões ecológicas falsas (GASPARD et al., 2019).

A ACE pode assumir valores positivos ou negativos, referidas como autocorrelação positiva e negativa, respectivamente. No caso positivo, o valor de uma dada variável em um determinado local tende a ser similar aos valores dessa variável em locais próximos. Isso significa, por exemplo, que se o valor da variável for alto em um determinado local, a presença de autocorrelação espacial indica que os valores próximos também são altos. Por outro lado, a autocorrelação espacial negativa é caracterizada por valores da variável diferentes em locais próximos. Por exemplo, um valor alto da variável pode ser cercado por valores baixos em locais próximos quando existe autocorrelação espacial negativa.

Em dados de distribuição de espécies (dado de abundância ou presença/ausência), a ACE pode ser resultado de diferentes processos, os quais são classificados em dois tipos: ACE endógena e ACE exógena (LEGENDRE 1993). A ACE endógena é induzida por processos biológicos, ou relacionados à biologia, que são inerentes ao dado da espécie como competição e dispersão (DORMANN 2007; KISSLING & CARL 2008; MILLER 2012; CRASE et al., 2014). Reflete efeitos de contágio (aglomerações) em casos de autocorrelação positiva ou efeitos de dispersão para autocorrelação negativa (BISWAS et al., 2017), sendo relevante em escalas geográficas menores ou para processos bióticos estocásticos em escalas geográficas mais amplas (RIBEIRO et al., 2018b; MORE et al., 2018). Na ACE exógena, a causa são fatores

ambientais externos (físico-químicos, climatológicos, geomorfológicos) e reflete preferências de habitat para gradientes ambientais espacialmente estruturados (BONADA et al. 2017). Está geralmente associado a tendências espaciais de escalas geográficas amplas (BONADA et al., 2017).

Os métodos estatísticos clássicos usados para analisar as relações espécie-ambiente, como as convencionais abordagens de regressão, não incorporam a ACE e, com isto, assumem que os valores amostrais das variáveis resposta e explicativas são estatisticamente independentes. Assim, os modelos que ignoram os efeitos espaciais provavelmente produzirão resíduos autocorrelacionados que violam a suposição de erros independentes (SKEVAS et al., 2018; MIRALHA & KIM 2018). Isso pode inflar a taxa de erro Tipo I, rejeitando erroneamente uma hipótese nula (KIM & SHIN, 2016; MIRALHA & KIM, 2018). Nesse sentido, muitas abordagens espaciais foram desenvolvidas para superar tais limitações de contrapartes não espaciais, tais como o Modelo Espacial Lag e o Modelo Espacial dos resíduos (ATABATI et al., 2022).

Os ecossistemas aquáticos são separados por barreiras físicas, químicas e geográficas e também por desconectividade hidrológica, e isto, pode contribuir para a limitação e distribuição dos organismos aquáticos (FORNARELLI et al., 2011; HU et al., 2017; YUAN et al., 2018). Nesses ambientes, a aplicação de autocorrelação espacial, é importante pois pode contribuir para entender problemáticas ambientes, como as florações de cianobactérias potencialmente tóxicas, permitindo analisar variáveis ecológicas e ambientais que explica a distribuição dessas florações no espaço geográfico.

As florações de cianobactérias nocivas (CyanoHABs) são consideradas uma problemática ambiental em todo o globo por causarem alterações nas características da água como cor, odor e sabor, depleção de oxigênio e produzirem toxinas que representam riscos à saúde humana (YAN et al., 2016; 2017; HUISMAN et al., 2018; GRIFFITH & GOBLER, 2020). Estudos evidenciam que as florações de cianobactérias têm aumentado globalmente e tendem a se tornar mais intensas no futuro em decorrência dos efeitos do aumento das temperaturas consequentes das mudanças climáticas e intensificação da eutrofização dos ecossistemas aquáticos resultantes das atividades antropogênicas (YANG et al., 2016; HO et al., 2019).

A expansão das cianobactérias em ecossistemas de todo mundo também tem sido associada a alta plasticidade fenotípica da espécie que possibilitam ter uma ampla distribuição geográfica, podendo diferir em sua composição dependendo dos fatores locais que são

influenciados pelas condições ambientais locais (ex., temperatura da água, nutrientes, uso e ocupação de solo e hidrologia) e fatores relacionados a espacialidade (ex., clima, dispersão, conectividade e distância entre corpos aquáticos) (MICHALAK, 2016; SAYERS et al., 2016; RIBEIRO et al., 2018; TIAN et al., 2021).

O sucesso de dispersão passiva das cianobactérias está relacionado à sua capacidade de resistir a longas distâncias ambientais- (CURREN & LEONG, 2020). Ainda são escassos estudos distribuição espacial das cianobactérias em reservatórios principalmente em regiões tropicais sendo a maioria realizados em lagos e rios (CUYPERS et al., 2011; DE BIE et al., 2012; VAN GREMBERGHE et al., 2011; XIAO et al., 2013; BEAVER et al., 2018; MELENDEZ-PASTOR et al., 2019). Discussões apontam que a distância espacial entre os ambientes mostraram exercer influências sobre as probabilidades na formação das florações de cianobactérias alta nos ambientes, sugerindo que em ambientes geograficamente próximos as florações podem estar associadas aos efeitos causados pelas condições ambientais locais semelhantes como a eutrofização, especialmente quando se considera em nível de bacia hidrográfica (KOSTEN et al., 2011; SINANG et al., 2013; RIBEIRO et al., 2018b; MYER et al., 2020; FREEMAN et al., 2020).

Essa correlação espacial pode ser relacionada a distância entre as bacias hidrográficas que podem apresentar características ambientais físicas semelhantes como (profundidade, superfície da bacia, tipo de solo, topografia e uso da terra) e climáticas (temperaturas do ar, precipitação, temperatura do ar e velocidade do vento) (BOWES et al., 2012; DOUBEK et al., 2015; NARBONDO et al., 2010; HEINO et al., 2015; HEINO et al., 2017). Além disso, modificações na paisagem devido as atividades antrópicas (aumento da urbanização e agricultura), podem contribuir para o aumento da carga de nutrientes no solo, de modo, essas condições sejam favoráveis para o crescimento das cianobactérias, devido ao aumento das concentrações de nutrientes nas bacias hidrográficas, tornando essas bacias hidrográficas mais semelhantes em termos de florações de cianobactérias (PAERL et al., 2010; ZHAO et al., 2013; LUNETTA et al., 2015).

No presente estudo, avaliamos a distribuição espacial de cianobactérias e identificamos as variáveis preditoras em reservatórios tropicais, utilizando modelos de regressão espacial para saber se a incorporação do ACE afeta as estimativas dos coeficientes dos modelos e a inferência de modelos estatísticos. Temos como hipóteses que i) a biomassa das cianobactérias mostra autocorrelação espacial em reservatórios tropicais, de forma que um valor alto de biomassa em um determinado reservatório é acompanhado de altos valores nos reservatórios vizinhos, especialmente, naqueles que estão inseridos em uma mesma bacia hidrográfica; e que ii) a

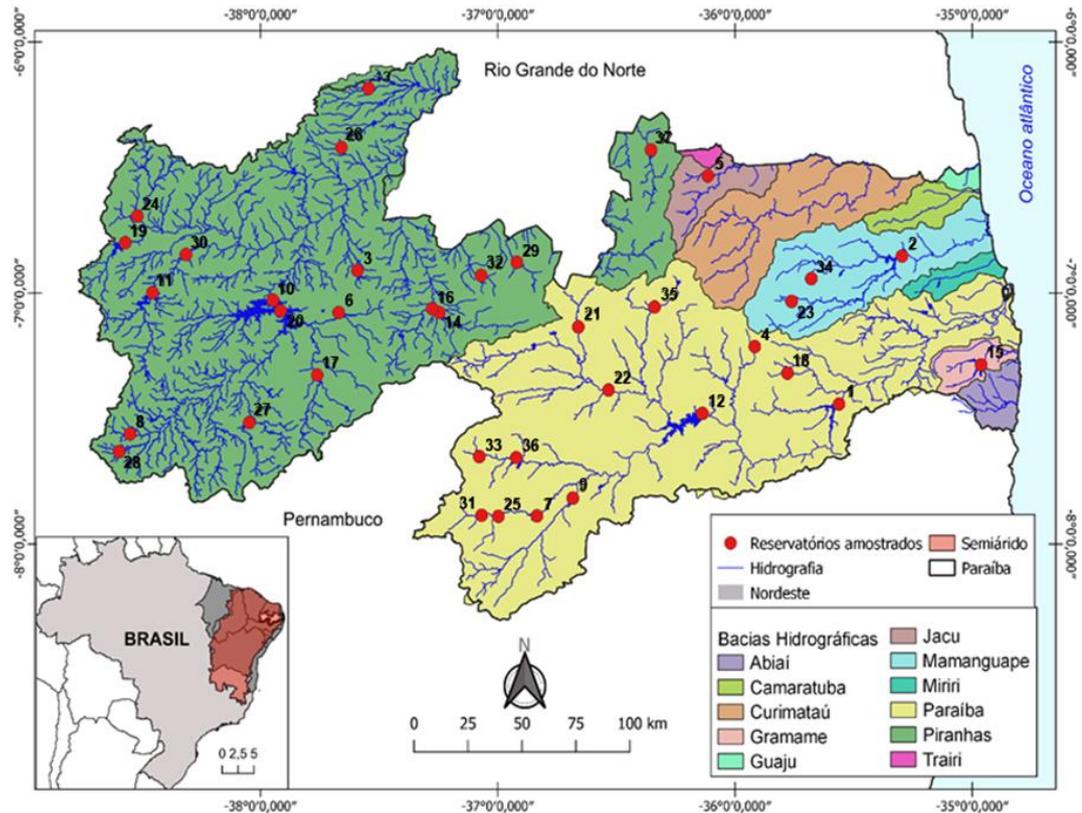
incorporação de autocorrelação espacial na identificação das variáveis preditoras da distribuição espacial das cianobactérias influencia na estimativa dos coeficientes da regressão e leva a modelos estatísticos com um melhor ajuste.

4 MÁTERIAS E MÉTODOS

4.1 Área de Estudo

O estudo foi realizado em 37 reservatórios localizados no estado da Paraíba, Brasil (Fig 1, Apêndice A). Estes reservatórios estão distribuídos em cinco das onze bacias do estado, a saber: Rio Jacu (1) Rio Gramame (1 reservatório), Rio Mamanguape (3 reservatórios), Rio Paraíba (13 reservatórios) e Rio Piranhas (19 reservatórios) (Fig. 1). Esses reservatórios são utilizados para abastecimento da população, irrigação e agricultura, além de atividades de pesca e lazer (AESAs, 2021).

Figura 1- Localização dos reservatórios estudados, no estado da Paraíba, Brasil. 1, Acauã; 2, Araçagi; 3, Engenheiro Arcoverde; 4, Bodocongó; 5, Boqueirão do Cais; 6, Cachoeira dos Cegos; 7, Camalaú; 8, Condado; 9, Cordeiro; 10, Coremas; 11, Engenheiro Ávidos; 12, Boqueirão; 13, Escondido; 14, Farinha; 15, Mamuaba; 16, Jatobá I; 17, Jenipapeiro (Buiú); 18, José Rodrigues; 19, Lagoa do Arroz; 20, Mãe d'água; 21, Mucutu; 22, Namorados; 23, Nova Camará; 24, Pilões; 25, Poções; 26, Riacho dos Cavalos; 27, Saco; 28, Santa Inês; 29, Santa Luzia; 30, São Gonçalo; 31, São José II; 32, São Mamede; 33, São Paulo; 34, Saulo Maia; 35, Soledade; 36, Sumé; 37, Várzea Grande.



Fonte: Elaborada pelo autor, 2022.

A bacia hidrográfica do rio Piranhas é a maior do estado, com área (26.047,49 Km²), abrangendo 102 municípios equivalente a uma população de 914.343 habitantes, o que representa aproximadamente 25% da população total do estado (AESAs 2021). O clima nesta bacia é predominantemente As', a temperatura do ar está entre 21 e 32 °C e a precipitação média anual é de 700 mm (Barbosa et al., 2021; AESAs 2021). A bacia hidrográfica do rio Paraíba do Norte é a segunda maior do estado da Paraíba, com área (20.071,83 Km²) ocupando 38% do território, com 1.828.178 habitantes que correspondem a 52% da população total do estado e abrange 19 cidades incluindo a Capital do Estado João Pessoa, e o segundo maior centro urbano Campina Grande (AESAs 2021).

As bacias dos rios Curimataú e Paraíba apresentam clima predominantemente Bsh (semiárido quente) (ALVARES et al. 2013), com temperatura do ar variando entre 19 e 30 °C e precipitação média anual abaixo 600 mm (AESAs 2021). A bacia do Rio Jacu apresenta um clima predominante Bsh (semiárido quente), com precipitação anual de 707,4 mm e possui uma área (977,31 Km²), com cerca de 117.000 habitantes (AESAs, 2021). A bacia do rio Gramame faz parte da região costeira do estado da Paraíba com área 3.313,5 Km² e possui clima predominantemente Am (tropical de monção) (ALVARES et al. 2013; FRANCISCO et al. 2015), com precipitação média anual de 1.300 mm e temperatura do ar entre 24 e 27 °C e

precipitação média anual de 1.300 mm (AESAs 2021). A bacia do rio Mamanguape abrange uma área (3.522,69 Km²) também está inserida na região litorânea, mas o clima predominante é As' (tropical com verão seco) (ALVARES et al. 2013; FRANCISCO et al. 2015), a temperatura do ar está entre 18 e 28 °C e a precipitação média anual é de 1.000 mm (AESAs 2021).

4.2 Delineamento amostral

A amostragem ocorreu entre fevereiro de 2020 a dezembro de 2021, com frequência trimestral, em um único local dos reservatórios, próximo à captação de água para abastecimento público, na subsuperfície da coluna d'água (~0,5 de profundidade). Assim, foram oito amostragens em cada reservatório, totalizando 296 amostras. Os meses foram considerados réplicas e as amostragens realizadas nos diferentes meses em cada reservatório foram consideradas como réplicas no tempo.

4.3 Variáveis físicas e químicas

A precipitação pluviométrica acumulada mensal (mm) e volume de água (%) foram obtidas a partir da base de dados da Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (AESAs, 2022).

Foram mensurados *in situ* as variáveis ambientais temperatura da água (°C), turbidez (UNT), pH, condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$), oxigênio dissolvido (mg L^{-1}) e sólidos totais dissolvidos (mg L^{-1}), com auxílio da sonda multiparamétrica HORIBA© U-50.

As amostras para a análise de nutrientes, alcalinidade e cloreto foram armazenadas em frascos de polietileno e preservadas em isopor com gelo para serem conduzidas laboratório. As concentrações de amônia (mg L^{-1}), nitrato (mg L^{-1}), nitrito (mg L^{-1}), fósforo reativo solúvel (mg L^{-1}) e fósforo total (mg L^{-1}) foram determinadas de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). O nitrogênio inorgânico dissolvido (DIN), foi determinado através com da soma das concentrações de amônia, nitrato e nitrito. Para a determinação da alcalinidade (mg L^{-1}) e cloretos (mg L^{-1}) foram realizadas através do método de titulação.

4.4 Análise quali-quantitativa do fitoplâncton e das cianobactérias

Para a análise da composição da comunidade fitoplanctônica, as amostras foram coletadas com rede de plâncton com abertura de malha de 20 μm , através de arrasto horizontal na superfície da água. Posteriormente foram acondicionadas em frascos de plástico, fixadas com formol 4% e transportadas ao laboratório, onde foram confeccionadas lâminas semi-

permanentes e, em seguida, analisadas em microscópio óptico da marca Zeiss modelo Axio Lab.A1. A comunidade fitoplanctônica foi identificada até o menor nível taxonômico possível, com o auxílio de literatura especializada (GERMAIN, 1981; KOMÁREK & ANAGNOSTIDIS, 1999; SILVA, 1999; BICUDO, 2004; KOMÁREK & ANAGNOSTIDIS, 2005; SANT'ANNA et al., 2007; ALVES-DA-SILVA & TAMANAHA, 2008; BICO et al., 2009).

As amostras para o estudo quantitativo foram coletadas e armazenadas em garrafas plásticas com capacidade de 100mL e fixadas com solução de Lugol acético concentrado a 1%. A densidade da comunidade fitoplanctônica foi estimada pelo método de Utermöhl (1958), em microscópio invertido (Zeiss Avioyert 40C) com o aumento de 400x, utilizando-se tempo de sedimentação de pelo menos três horas para cada centímetro de altura da câmara. A densidade celular da comunidade fitoplanctônica (cél mL^{-1}) foi obtida através da fórmula descrita por Ross (1979) e posteriormente o biovolume (mm^3L^{-1}) foi obtido multiplicando a densidade de cada espécie pelo volume médio de suas células, levando em consideração as dimensões médias de cerca de 30 indivíduos sempre que possível. O volume da célula foi calculado através das formas geométricas, segundo Hillebrand et al. (1999). Para a conversão do biovolume em biomassa, foi determinada assumindo o peso fresco unitário expresso como massa de $1 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1} = 1 \text{ mg L}^{-1}$ (WETZEL & LIKENS, 2000). A estimativa da biomassa (mg L^{-1}) foi calculada multiplicando-se as densidades de cada espécie (ind m^{-3}) pelo volume médio celular (μm^3), com as devidas correções das unidades (WETZEL & LIKENS, 2000).

Para identificar o padrão de dominância de cianobactérias nos reservatórios foi utilizado o critério determinado por LOBO & LEIGHTON (1986), que estabelece como dominantes aquelas espécies cuja biomassa excede 50% da biomassa total da comunidade fitoplanctônica. Também realizamos a análise da frequência de ocorrência (FO; %) das espécies como critério de decisão das espécies de cianobactérias que seriam incluídas em nossas análises. A FO considerada o número de amostras em que a espécie ocorreu em relação ao número de amostras coletadas, de acordo com a equação proposta por MATTEUCCI & COLMA (1982):

$$FO = \frac{p \times 100}{P}$$

onde, p representa o número de amostras que a espécie foi registrada e P corresponde ao número total de amostras coletadas. As espécies com $FO \geq 40\%$ são classificadas como frequentes e foram incluídas em nossas análises.

4.5 Análise da distribuição espacial

Foram construídos mapas para a distribuição da biomassa total da comunidade fitoplanctônica, biomassa total das cianobactérias e biomassa das espécies frequentes de cianobactérias nos reservatórios. Esses mapas foram produzidos a partir das coordenadas geográficas dos reservatórios (latitude, longitude), obtidas com o Sistema de Posicionamento Global (GPS), disponibilizado pela Agência Executiva de Gestão das Águas (AESAs). O programa QGIS 3.16.2 foi utilizada para construção dos mapas, com uma aplicação de Sistema de Informações Geográficas (SIG).

4.6 Testes de Autocorrelação Espacial (ACE)

Para analisar a autocorrelação espacial global, foi utilizado o Índice de Moran Global e Local (MORAN, 1950), levando em consideração toda a área total geográfica (isto é, o estado da Paraíba) e a área por bacia hidrográfica. Foram incluídas nas análises por bacia hidrográficas apenas as bacias dos rios Paraíba e Piranhas, uma vez que nas demais bacias contém número de reservatório inferior a três.

Para estimar a significância do índice I Global de Moran, foi realizado o teste de pseudo-significância, com 99 permutações. Os valores desse índice variam entre -1 e +1, de forma que quanto mais próximo de 1, mais forte é a autocorrelação espacial positiva, quanto mais próximo de -1, mais forte é a autocorrelação espacial negativa, e seu valor esperado na ausência de autocorrelação se aproxima de zero. Essa autocorrelação espacial mede a natureza e a força da interdependência entre os dados. A autocorrelação espacial positiva onde valores semelhantes tendem a ocupar locais adjacentes mostrando a similaridade entre os locais próximos, enquanto autocorrelação negativa implica que valores altos tendem a estar localizados próximos a valores baixos, resultando na dissimilaridade entre os locais vizinhos (DINIZ-FILHO et al., 2003). Por outro lado, se o índice for = 0, indica um padrão espacial aleatório, sem autocorrelação espacial (DINIZ-FILHO et al., 2003).

Foi realizado relações de vizinhança através de uma matriz de pesos espaciais padronizada “ w ” e os elementos w_{ij} correspondem a proximidade de vizinhança entre de i e j (i identificando a linha; j identificando a coluna da matriz). Na presente análise, os vizinhos foram definidos usando as coordenadas geográficas latitude e longitude. O índice de Moran global é definido como Equação (1), e o índice de Moran local é definido como Equação (2):

$$I_{global} = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{ij} (x_i - \bar{x})(x_j - \bar{x})}{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}$$

$$I_{local} = \frac{n(x_i - \bar{x}) \sum_j w_{ij}(x_j - \bar{x})}{\sum_i (x_i - \bar{x})^2}$$

onde, n representa o número de locais (observações) e cada elemento w_{ij} representa uma medida de proximidade entre A_i e A_j . Os elementos da matriz $w_{ij} = 1$, quando as áreas são consideradas vizinhas, e $w_{ij} = 0$ caso contrário.

O Índice Moran global não indica onde os agrupamentos estão localizados ou que tipo de autocorrelação espacial está ocorrendo e com isso é necessário realizar o Índice de Moran local de autocorrelação espacial (LISA) mostrando um valor espacial para cada área de estudo. O LISA é mostrado através de um mapa incorporando informações sobre a significância dos padrões espaciais locais dos reservatórios. Os mapas mostram o padrão espacial que consiste em cinco categorias: (1) "Alto-Alto", indica valores mais altos cercados por unidades vizinhas com valores mais altos e significa autocorrelação espacial positiva; (2) "Baixo-Alto", indica valores baixos adjacentes a unidades vizinhas com valores mais altos e significa autocorrelação espacial negativa; (3) "Baixo-Baixo", indica valores mais baixos cercados por unidades vizinhas com valores mais baixos e significa autocorrelação espacial positiva; (4) "Alto-Baixo", indica valores mais altos adjacentes a unidades vizinhas com valores mais baixos e significa autocorrelação espacial negativa; e (5) "Não Significativo", indica que não há autocorrelação espacial. Os pontos de associação espacial negativa são chamados de *outliers*, são codificados com padrão Alto-Baixo e Baixo-Alto e os pontos positivos são os *clusters* com padrão Alto-alto e Baixo-Baixo.

O Índice Moran global e o Índice Moran local foram realizados usando o software GeoDa versão 1.20 (ANSELIN, 1995; ANSELIN et al., 2009). Em seguida, os mapas foram construídos no programa QGIS 3.16.2 com uma aplicação de Sistema de Informações Geográficas (SIG) gratuito e de código aberto que oferece suporte à visualização, edição e análise de dados geoespaciais.

4.7 Modelos Estatísticos de Regressão

Inicialmente, foi realizada a regressão linear múltipla clássica, representando o modelo não espacial (ou seja, sem considerar efeitos de autocorrelação espacial), onde a variável de resposta é os valores de biomassa de cianobactérias e as variáveis independentes são as variáveis físicas e químicas, conforme a equação:

$$Y_i = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \dots + \beta_i X_i + \varepsilon_i$$

Onde, Y_i é a variável de resposta, β_0 é a constante em um modelo linear, β_i são coeficientes associados às variáveis independentes e ε_i é o termo de erro.

As mesmas variáveis independentes e dependentes foram usadas nas abordagens de modelagem espacial. Nessa abordagem, o primeiro modelo utilizado foi o Modelo Espacial Lag, com equação:

$$Y_i = X_i \beta_i + \rho W Y_j + \varepsilon$$

onde, Y_i e Y_j são as variáveis dependentes nos locais i e j , respectivamente, X_i é a variável independente em i , β_i é o coeficiente de regressão, ρ é o coeficiente autorregressivo espacial, $W Y_j$ é a variável dependente espacialmente defasada, e ε é o termo de erro. Esse modelo considera o fato de que a variável dependente é afetada pelas variáveis independentes em locais adjacentes e, portanto, a variável dependente é espacialmente defasada como um preditor.

O segundo modelo espacial utilizado foi o Modelo Espacial do Erro, cuja equação é:

$$Y_i = X_i \beta_i + \varepsilon_i = \lambda W \varepsilon + \varepsilon$$

onde, Y_i é a variável dependente no local i , X_i é a variável independente, β_i é o coeficiente de regressão, ε é o termo de erro, λ é o coeficiente autorregressivo, $W \varepsilon$ é o termo de erro espacialmente defasado e ε é o termo de erro homocedástico e independente. Este modelo considera os termos de erro que estão correlacionados em diferentes unidades espaciais.

A escolha do modelo de regressão espacial utilizado foi baseada nos diagnósticos de autocorrelação espacial, como os testes estatísticos de Lagrange (*Lagrange Multiplier Test Statistics*), de acordo com as regras de decisão colocadas por Anselin (1995). Após a aplicação do modelo de regressão espacial, foram retiradas as variáveis não significantes para a geração de um modelo mais adequado. A autocorrelação espacial e as regressões foram realizadas no software GeoDa versão 1.20 disponível em <https://www.geoda.uiuc.edu/> (Anselin et al., 2006). Antes de realizar a análise de heterogeneidade nós submetemos os dados ao fator de inflação de variância (VIF) para verificar a ocorrência de multicolinearidade entre variáveis físicas e químicas. Consideramos como variáveis colineares aquelas que apresentaram VIF acima de 10. O critério de informação de Akaike (AIC) foi adotado para selecionar o modelo de melhor ajuste

e para as variáveis ambientais que foram consideradas relacionada foi adotado um nível de significância de 5% ($p < 0,05$).

5 RESULTADOS

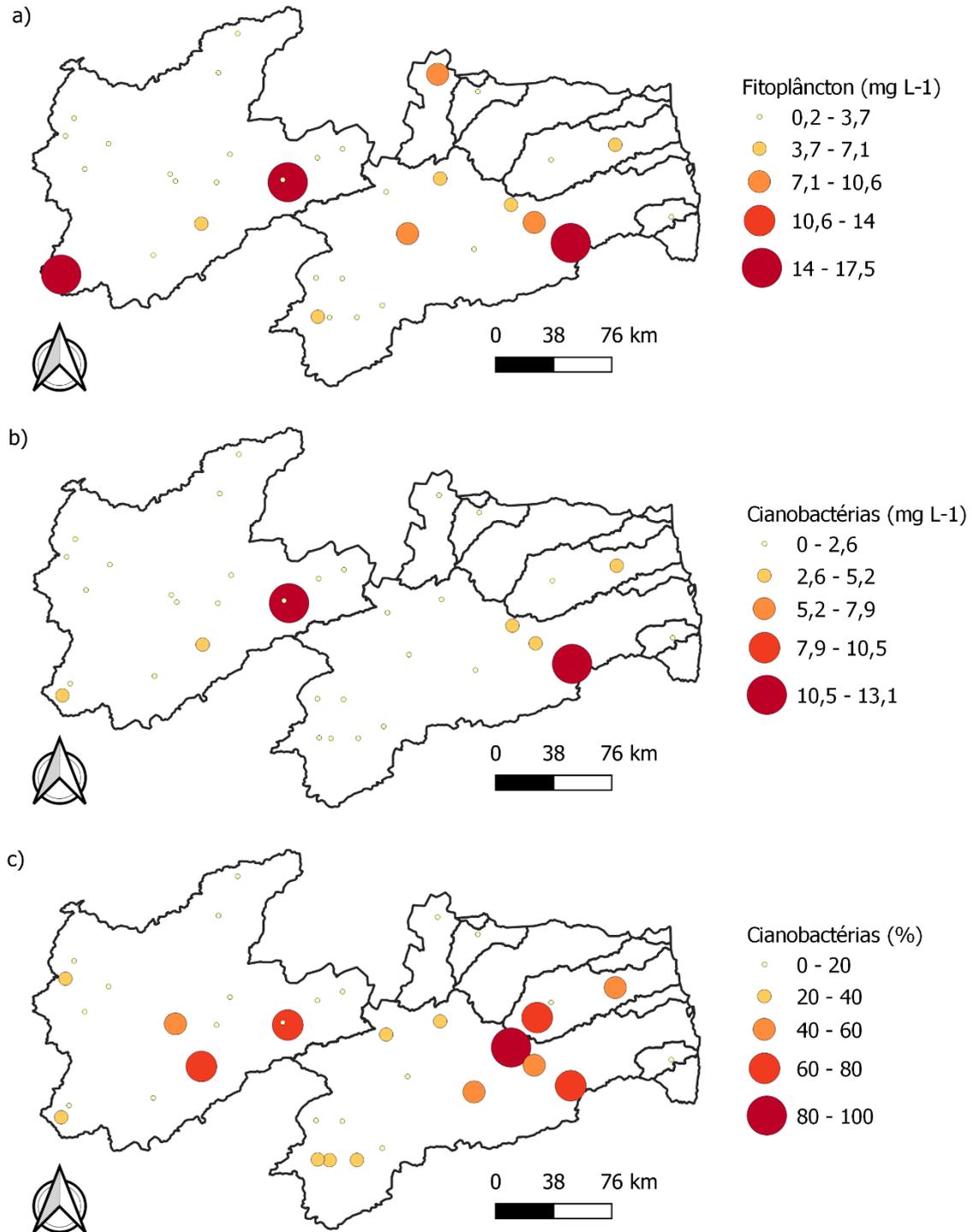
5.1 Distribuição espacial da biomassa fitoplanctônica e abundância de cianobactérias

A biomassa da comunidade fitoplanctônica variou entre 0,2 e 17,5 mg L⁻¹ nos reservatórios estudados (Fig. 2a), enquanto a biomassa das cianobactérias variou entre 0,02 e 13,3 mg L⁻¹ (Fig. 2b).

Dos 37 reservatórios, dezenove (19) mostraram dominância de cianobactérias (ou seja, mostraram biomassa de cianobactérias superior a 50% da biomassa total da comunidade fitoplanctônica, o que corresponde a 51,35% dos reservatórios do Estado da Paraíba (Fig 2c). Maior abundância das cianobactérias foi registrada no reservatório Bodocongó (98,21%), localizado na bacia do Rio Paraíba, seguido do reservatório Nova Camará (74,90%), na bacia do Rio Mamanguape (Fig. 2c).

Do total de cianobactérias identificadas (24 espécies), quatorze foram frequentes, ou seja, mostraram frequência de ocorrência superior $\geq 40\%$, sendo elas (Tab. 2): *Aphanocapsa annulata*, *Aphanocapsa delicatissima*, *Chroococcus* sp., *Coelomoron microcystoide*, *Coelomoron tropicalis*, *Raphidiopsis raciborskii*, *Dolichospermum solitarium*, *Geitlerinema splendidum*, *Limnococcus* sp., *Merismopedia tenuissima*, *Planktothrix agardhii*, *Planktolyngbya limnetica*, *Pseudanabaena catenata*, *Pseudanabaena galeata*, *Romeria* sp .

Figura 2- Distribuição espacial da biomassa da comunidade fitoplânctônica (a) biomassa das cianobactérias (b) e abundância relativa de cianobactérias (c) em reservatórios do estado da Paraíba, região Nordeste do Brasil.



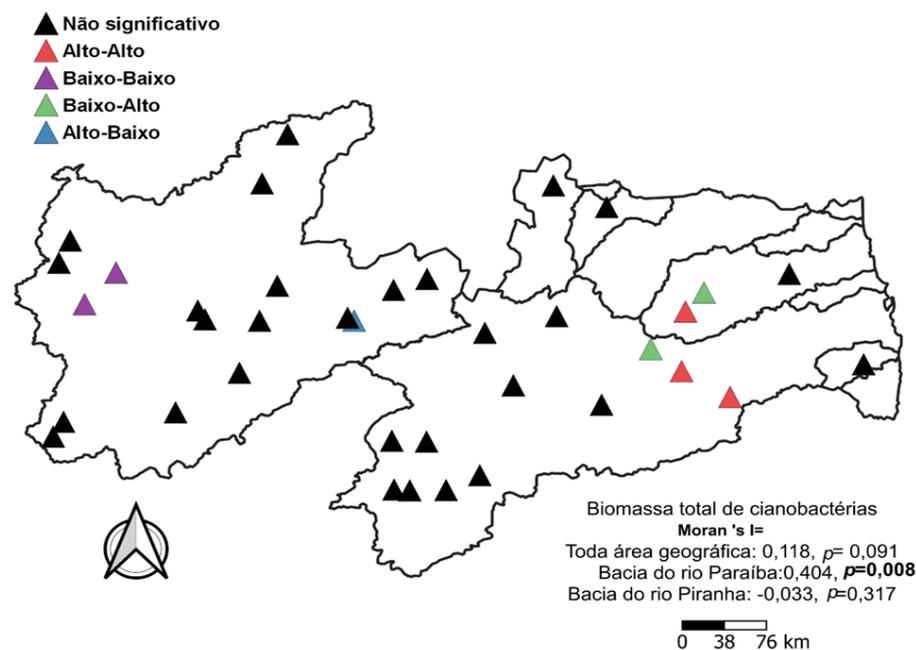
Fonte: Elaborada pelo autor, 2022.

5.2 Autocorrelação Espacial Global e Local

O valor para o índice de Moran global mostra que não houve ACE significativa para a biomassa total das cianobactérias para toda área geográfica ($I = 0,1188$; $p = 0,091$) e na bacia

no Piranhas ($I=-0,033$; $p= 0,317$) (Fig 3). No entanto, a bacia do rio Paraíba mostrou autocorrelação espacial positiva significativa ($I=0,404$; $p= 0,008$) e a análise de lisa local mostrou um agrupamento do tipo alto-alto e baixo-baixo nessa bacia para biomassa total das cianobactérias em toda a região (Fig 3). Foi observado localizações de aglomerados baixo-baixo e alto- baixo na bacia do rio Piranhas. Aglomerados alto-alto e baixo-baixo na bacia do rio Mamanguape e na bacia do do rio Jacu mostrou uma distribuição do tipo baixo-alto.

Figura 3- Autocorrelação espacial global (Moran's I) e local (agrupamentos do tipo Alto-alto, Baixo-baixo, Baixo-alto e Alto-baixo) da biomassa total de cianobactérias em toda área geográfica do estado da Paraíba e para as bacias hidrográficas do rio Paraíba e do rio Piranhas.



Fonte: Elaborada pelo autor, 2022.

Dentre as 14 espécies de cianobactérias consideradas frequentes nos reservatórios avaliados, cinco mostraram autocorrelação espacial em toda a área geográfica avaliada (estado da Paraíba). (Tab. 2). Dessas espécies, mostraram ACE positiva *Merismopedia tenuissima* ($I=0,1397$; $p=0,047$), *Psedanabaena catenata* ($I= 0,242$; $p=0,17$) e *Romeria* sp. ($I=0,187$; $p=0,44$), enquanto mostraram ACE negativa *Coelomoron tropicalis* ($I=-0,1764$; $p=0,006$) e *Dolichospermum solitarium* ($I=-0,1085$; $p=0,048$) (Fig.4 d,e,g,a,c).

Ao se analisar por bacia hidrográfica, foi observado que quatro espécies mostraram autocorrelação espacial na bacia do rio Paraíba, enquanto foi apenas uma espécie no rio Piranhas (Fig.4). No rio Paraíba, todas as espécies mostraram ACE positivas, sendo elas: *Raphidiopsis raciborskii* ($I=0,405$; $p=0,019$), *Psedanabaena galeata* ($I=0,595$, $p=0,027$), *Psedanabaena catenata* ($I=0,548$, $p=0,030$) e *Romeria* sp. ($I=0,278$; $P=0,043$). Na bacia do rio

Piranhas, apenas a espécie *Romeria* sp. apresentou essa autocorrelação espacial e foi positiva ($I=0,548$, $p=0,030$) (Fig. 4 g).

Tabela 1- Índice global de Moran em toda a área geográfica estudada e para as bacias hidrográficas do rio Paraíba e do rio Piranhas. Os valores em negrito destacam o valor do pseudo p significativo.

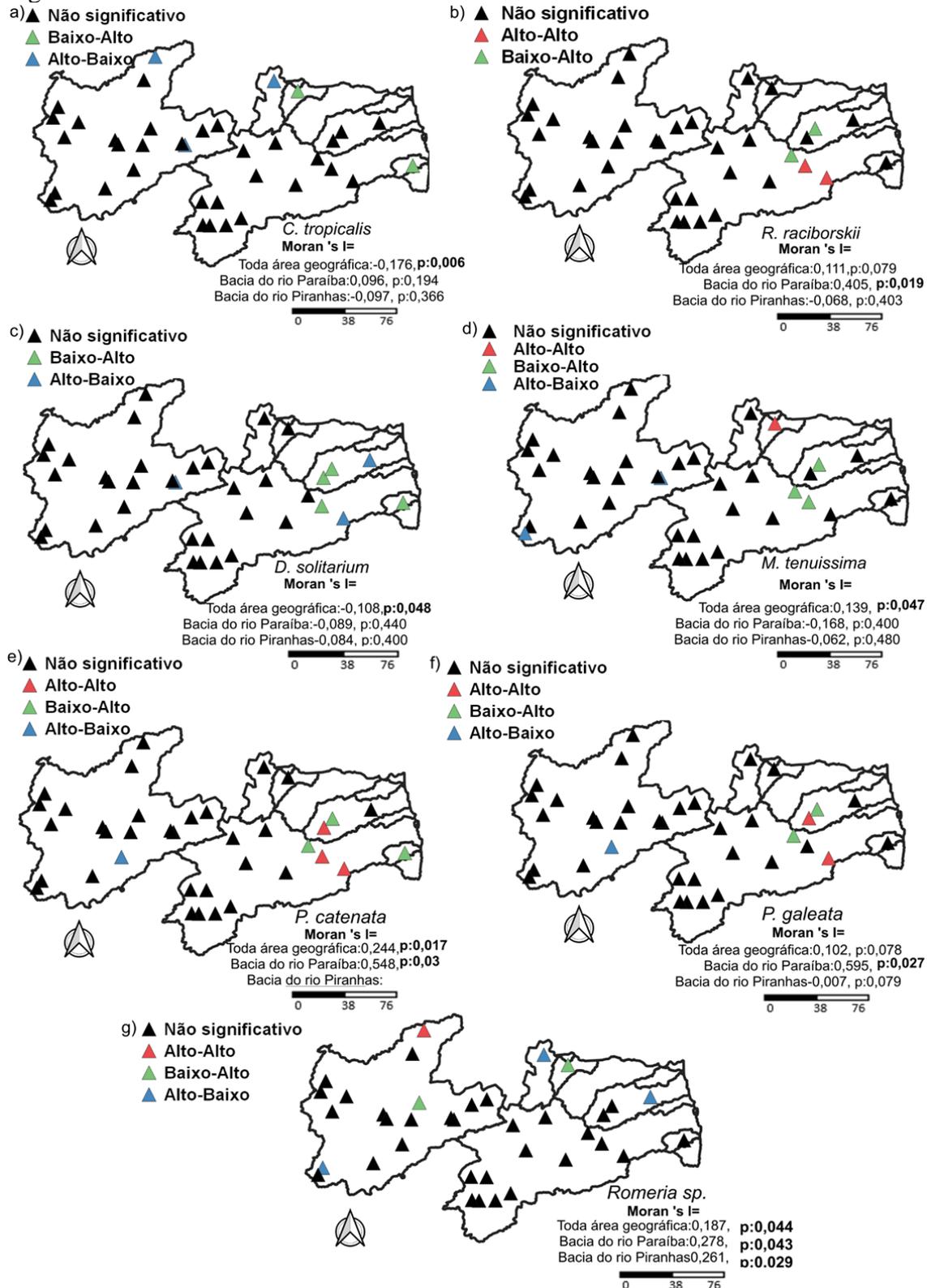
	I	E(I)	Mean	Sd	z-value	pseudo p-value
Total cianobactérias						
Toda área geográfica	0,12	-0,028	-0,02	0,11	1,24	0,091
Bacia do rio Paraíba	0,40	-0,08	-0,08	0,17	2,7729	0,008
Bacia do rio Piranhas	-0,03	-0,05	-0,05	0,08	0,2434	0,31
<i>Aphanocapsa annulata</i>						
Toda área geográfica	-0,06	-0,03	-0,02	0,05	-0,61	0,28
Bacia do rio Paraíba	-0,15	-0,08	-0,08	0,19	-0,36	0,39
Bacia do rio Piranhas	-0,01	-0,0	-0,05	0,04	0,96	0,12
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>						
Toda área geográfica	-0,04	-0,03	-0,02	0,04	-0,35	0,40
Bacia do rio Paraíba	-0,11	-0,08	-0,08	0,06	-0,37	0,24
Bacia do rio Piranhas	-0,20	-0,05	-0,04	0,13	-1,18	0,10
<i>Chroococcus</i> sp.						
Toda área geográfica	-0,09	-0,03	-0,02	0,09	-0,71	0,16
Bacia do rio Paraíba	-0,10	-0,0	-0,08	0,08	-0,22	-0,22
Bacia do rio Piranhas	-0,03	-0,05	-0,05	0,06	0,46	0,23
<i>Coelomoron tropicalis</i>						
Toda área geográfica	-0,18	-0,03	-0,02	0,10	-1,41	0,006
Bacia do rio Paraíba	0,10	-0,08	-0,08	0,21	0,86	0,19
Bacia do rio Piranhas	-0,10	-0,05	-0,04	0,11	-0,40	0,36
<i>Raphidiopsis raciborskii</i>						
Toda área geográfica	0,11	-0,03	-0,02	0,10	1,34	0,07
Bacia do rio Paraíba	0,40	-0,08	-0,0	0,13	3,54	0,01
Bacia do rio Piranhas	-0,07	-0,05	-0,05	0,05	-0,27	0,40
<i>Dolichospermum solitarium</i>						
Toda área geográfica	-0,12	-0,02	-0,02	0,09	-0,82	0,04
Bacia do rio Paraíba	-0,09	-0,083	-0,08	0,11	-0,06	0,44
Bacia do rio Piranhas	-0,08	-0,05	-0,05	0,08	-0,34	0,40
<i>Geitlerinema splendidum</i>						
Toda área geográfica	-0,07	-0,02	-0,02	0,11	-0,41	0,39
Bacia do rio Paraíba	-0,15	-0,08	-0,08	0,23	-0,29	0,46
Bacia do rio Piranhas	-0,01	-0,05	-0,05	0,08	0,61	0,19
<i>Limnococcus</i> sp.						
Toda área geográfica	-0,04	-0,02	-0,02	0,10	-0,085	0,42
Bacia do rio Paraíba	0,00	-0,08	0,00	0,000	0,00	0,001
Bacia do rio Piranhas	-0,13	-0,05	-0,05	0,09	-0,74	0,18
<i>Merismopedia tenuissima</i>						
Toda área geográfica	0,14	-0,02	-0,03	0,09	1,77	0,04
Bacia do rio Paraíba	-0,17	-0,08	-0,07	0,23	-0,38	0,40
Bacia do rio Piranhas	-0,06	-0,05	-0,05	0,05	-0,20	0,48
<i>Planktothrix agardhii</i>						
Toda área geográfica	-0,07	-0,02	-0,01	0,10	-0,50	0,26
Bacia do rio Paraíba	-0,16	-0,08	-0,07	0,22	-0,39	0,39
Bacia do rio Piranhas	-0,05	-0,05	-0,05	0,04	0,17	0,34
<i>Planktolyngbya limnetica</i>						
Toda área geográfica	-0,05	-0,02	-0,02	0,11	-0,20	0,47
Bacia do rio Paraíba	0,11	-0,08	-0,07	0,20	0,93	0,15
Bacia do rio Piranhas	-0,16	-0,05	-0,04	0,10	-1,06	0,12
<i>Pseudanabaena catenata</i>						
Toda área geográfica	0,24	-0,02	-0,03	0,09	2,93	0,01
Bacia do rio Paraíba	0,55	-0,08	-0,08	0,18	3,53	0,03

Bacia do rio Piranhas						
<i>Pseudanabaena galeata</i>						
Toda área geográfica	0,10	-0,02	-0,03	0,10	1,24	0,07
Bacia do rio Paraíba	0,59	-0,08	-0,08	0,19	3,50	0,02
Bacia do rio Piranhas	-0,01	-0,05	-0,05	0,04	1,21	0,07
<i>Romeria sp.</i>						
Toda área geográfica	0,19	-0,02	-0,03	0,11	1,85	0,04
Bacia do rio Paraíba	0,28	-0,08	-0,08	0,23	1,55	0,04
Bacia do rio Piranhas	0,26	-0,05	-0,04	0,12	2,40	0,02

Fonte: Elaborada pelo autor, 2022.

O LISA por espécie mostrou que *C. tropicalis* apresentou categorias de valores alto e baixo de biomassa com aglomerados do tipo baixo-alto e alto-baixo na bacia do rio Paraíba, Jacu e rio Gramame no espaço (Fig. 4a). A cianobactéria *R. raciborskii*, mostrou uma distribuição entre agrupamentos do tipo alto-alto na bacia do rio Paraíba e alto-baixo na bacia do rio Gramame (Fig. 4b). *Dolichospermum solitarium* mostrou uma distribuição entre os agrupamentos de valores baixo-alto e alto baixo na bacia do rio Paraíba e rio Mamanguape (Fig. 4c). *Merismopedia tenuissima*, mostrou uma distribuição localizada entre os agrupamentos de valores alto-alto na bacia do rio Jacu e baixo-baixo na bacia do rio Paraíba e alto-baixo no rio Piranhas, ou seja, estatisticamente significativos em proximidade concentraram-se principalmente nas bacias do rio Paraíba (Fig. 4d). A espécie *P. catenata* mostrou distribuição espacial localizada entre os agrupamentos do tipo alto-alto e baixo-alto na bacia do rio Paraíba, Mamanguape e Jacu e alto-baixo no rio Piranhas (Fig. 4e). O mapa da espécie *P. galeata* mostrou agrupamentos alto-alto e baixo-alto, na bacia do rio Paraíba e Mamanguape, e alto-baixo no rio Piranhas, ou seja, valores altos e baixos em proximidade e nas regiões (Fig. 4f). O gênero *Romeria sp.* mostrou uma distribuição de biomassa com padrão alto-alto, baixo-alto e alto-baixo na bacia do rio Piranhas e na bacia rio Mamanguape, alto-baixo no mapa do LISA (Fig. 4g)

Figura 4- Localização de aglomerados e tipos de autocorrelação espacial global (Moran's I) e local (agrupamentos do tipo Alto-alto, Baixo-baixo, Baixo-alto e Alto-baixo) significativa da biomassa das cianobactérias *Coelomorion tropicalis* (a), *Raphidiopsis raciborskii* (b), *Dolichospermum solitarium* (c), *Merismopedia tenuissima* (d), *Pseudanabaena catenata* (e), *Pseudanabaena galeata* (f) e *Romeria* sp. (g) em bacias hidrográficas do estado da Paraíba, região Nordeste do Brasil.



Fonte: Elaborada pelo autor, 2022.

5.3 Variáveis determinantes para biomassa de cianobactérias e os efeitos da autocorrelação espacial na qualidade do modelo de regressão

As regressões tanto clássicas quanto espaciais Lag e do erro não identificaram variáveis preditoras, dentro do nosso conjunto de dados, da biomassa das espécies *Dolichospermum solitarium* e *Pseudanabaena catenata* (Tab. 2). No caso particular da regressão clássica também não foram gerados modelos significativos para a biomassa total das cianobactérias e das espécies *Merismopedia tenuissima*, *Pseudanabaena catenata*, *Pseudanabaena galeata* e *Romeria* sp. na bacia do rio Paraíba e de *Romeria* sp. na bacia do rio Piranhas, enquanto o modelo espacial do erro não identificou variáveis preditoras para *Romeria* sp. quando considerada toda a área geográfica e para a bacia do rio Paraíba (Tab. 2).

As variáveis identificadas nos modelos variaram quando avaliada a biomassa total das cianobactérias e das espécies, mas foram limitadas basicamente a precipitação, o volume hídrico, a temperatura, o oxigênio dissolvido, o fósforo total, o nitrogênio amoniacal e a alcalinidade total. No geral, os modelos de regressão clássica mostraram variáveis preditoras distintas e em menor número daquelas observadas nos modelos de regressão espacial, mas quando comparados os modelos espaciais Lag e do erro passou a selecionar mais variáveis, e essas variáveis preditoras basicamente não mudaram. Quando comparamos o R² da regressão clássica e das regressões espaciais lag e do erro, observamos que os valores foram maiores nas regressões espaciais, especialmente, na baseada no erro. No caso do AIC, os menores valores foram observados nas regressões espaciais, especialmente do erro, quando comparado aos modelos de regressão clássica.

Tabela 2 - Modelos de regressões explicando a biomassa das cianobactérias em toda a área geográfica estudada e para as bacias hidrográficas do rio Paraíba e do rio Piranhas, quando a autocorrelação espacial foi confirmada, com base no índice geral de Moran (ver resultado dessa análise na Tabela 2). Temperatura (Temp), Nitrogênio amoniacal (N-NH₃), Volume (Vol), oxigênio dissolvido (OD), Precipitação (Prec), fósforo total (PT), Alcalinidade total (CaCO₂), -, modelo não significativo.

Variáveis	Modelo	AIC	R2	p
Total cianobactérias				
Bacia do rio Paraíba				
Regressão Múltipla	-	-	-	-
Spatial lag	$Y=0,31+4,57xPT-3,74xN-NH_3+56,47xTemp$	49,57	0,94	
Spatial error	$Y=-15,74+4,76xPT-4,07xN-NH_3+65,70xTemp$	48,37	0,95	
Coelomoron tropicalis				
Toda área geográfica				
Regressão Múltipla	$Y=-0,36+0,02xVol+0,05xPT$	-97,79	0,42	0,03
Spatial lag	$Y=-0,59+0,05xPT+0,08xpH-0,01xOD+0,01xPrec+0,03xVol$	-103,27	0,57	
Spatial error	$Y=-0,82+0,02xPT+0,10xpH+0,01xPrec+0,02xVol$	-120,11	0,76	
Raphidiopsis raciborskii				
Bacia do rio Paraíba				
Regressão Múltipla	$Y=-12,22+1,54xPT+34,47xTemp$	25,06	0,95	0,01
Spatial lag	$Y=-0,36+1,38xPT+1,38xN-NH_3+23,65xTemp+1,48xpH$	22,90	0,96	
Spatial error	$Y=-0,66+1,91xPT-2,06xN-NH_3+34,70xTemp+2,01xpH$	22,90	0,97	
Merismopedia tenuissima				
Toda área geográfica				
Regressão Múltipla	-	-	-	-
Spatial lag	$Y=0,103-0,04xN-NH_3$	-74,15	0,33	
Spatial error	$Y=0,103-0,04xN-NH_3$	-75,93	0,33	
Pseudanabaena catenata				
Bacia do rio Paraíba				
Regressão Múltipla	-	-	-	-
Spatial lag	$Y=0,14+0,18xPrec+0,37xPT-0,53xOD+12,20xTemp+1,56xpH$	12,27	0,85	
Spatial error	$Y=5,70+0,25xVol+0,43xCaCO_2+0,49xPT-0,60xN-NH_3+20,24xTemp$	-7,33	0,98	
Pseudanabaena galeata				
Bacia do rio Paraíba				
Regressão Múltipla	-	-	-	-
Spatial lag	$Y=0,28+0,02xPrec-0,07xOD+1,50xTemp+0,21xpH$	-40,89	0,88	
Spatial error	$Y=0,39-0,03xVol+0,05xCaCO_2+0,07xPT-0,08xN-NH_3+0,01xTemp$	-53,48	0,97	
Romeria sp.				
Toda área geográfica				
Regressão Múltipla	$Y=-0,007+0,008xCaCO_2$	-213,64	0,28	0,22
Spatial lag	$Y=-0,25+0,007xCaCO_2$	-213,16	0,33	
Spatial error	-	-	-	
Bacia do rio Paraíba				
Regressão Múltipla	-	-	-	-
Spatial lag	$Y=0,07-0,04xPT$	-66,82	0,41	
Spatial error	-	-	-	
Bacia do rio Piranhas				
Regressão Múltipla	-	-	-	-
Spatial lag	$Y=0,23+0,02xpH$	-101,29	0,51	
Spatial error	$Y=-0,27+0,01xCaCO_2+0,002xpH$	-104,04	0,56	

Fonte: Elaborada pelo autor, 2022.

6 DISCUSSÃO

Nossos resultados indicaram que existe uma autocorrelação espacial positiva significativa na biomassa das cianobactérias com padrão do tipo alto-alto e baixo-baixo entre os reservatórios e que ambientes que são mais próximos possui características semelhantes e com isso presente semelhanças quanto a biomassa das cianobactérias, principalmente a nível

de bacia hidrográfica, principal delimitador de toda área geográfica no estado da Paraíba.

Esse padrão alto-alto, mostra uma semelhança de valores em que sistemas com altas biomassas de cianobactérias tendem a ter ao seu redor reservatórios que também apresentem altos valores de biomassa e outro padrão baixo-baixo em que ambientes com valores baixos de biomassa de cianobactérias apresentem ambientes vizinhos a com valores baixos. Além disso, a similaridade a biomassa das cianobactérias nos reservatórios ao longo do estado da Paraíba e nas bacia hidrográficas, é explicada principalmente pela bacia do rio Paraíba, corroborando com a nossa primeira hipótese de que a biomassa das cianobactérias mostra autocorrelação espacial em reservatórios tropicais, de forma que um valor alto de biomassa em um determinado reservatório é acompanhado de altos valores nos reservatórios vizinhos, especialmente, naqueles que estão inseridos em uma mesma bacia hidrográfica.

A biomassa das cianobactérias total e das espécies que foram consideradas frequentes em todo o estado da Paraíba, apresentou uma estrutura de autocorrelação espacial positiva e similaridade das espécies em relação a distância geográfica, mostrando que sistemas que estão mais próximos tendem a florações de cianobactérias similares principalmente a nível de bacia hidrográfica e não apenas localmente dentro dos reservatórios. Além disso, a maioria das espécies frequentes de cianobactérias apresentaram uma autocorrelação mais forte na bacia do rio Paraíba mostrando uma relação de autocorrelação espacial por bacia, podendo ser associada as características peculiares da bacia. Nossos resultados foram similares ao encontrados por Xiao et al. (2013), esse estudo foi realizado em uma bacia hidrográfica, apresentando autocorrelação espacial, onde os sistemas mais próximos apresentaram similaridade na comunidade fitoplanctônica do que ambientes mais distantes.

O nosso estudo observou que as cianobactérias apresentaram padrões semelhantes do tipo alto-alto e baixo-baixo de distribuição espacial principalmente nos reservatórios localizados na bacia do rio Paraíba. Anteriormente, o estudo de Wu et al. (2019) que foi realizado em rios ao longo de toda a Bacia do lago Taihu, essa região possui um clima subtropical, mostrando uma autocorrelação espacial fraca em toda a bacia para a biomassa das cianobactérias, no entanto a clorofila mostrou uma autocorrelação espacial significativa, e isso foi relacionado as características em termos de condições hidrológicas e ambientais que podem determinar a estrutura das comunidades em ecossistemas aquáticos. Além disso, nesse estudo mostrou que o sistema que tinha maior conexão hidrológica apresentou maior autocorrelação devido a facilitação da dispersão e condições ambientais semelhantes. (WUet al., 2019; WU et al., 2018). Esses resultados são importantes pois sistemas que apresentam uma conexão é necessário um tratamento na qualidade da água a nível de bacia e não apenas local. No entanto,

na bacia do rio Piranhas apresentou uma autocorrelação espacial fraca com apenas uma espécie indicando essa autocorrelação, isso pode ser associado pela dimensão da bacia que é considerada a maior do estado da Paraíba, dificultando a dispersão das cianobactérias. Isto pode estar associado as diferenças na área de estudo pode ser um fator importante que influencia a autocorrelação espacial (WU et al., 2019). Além disso, foi relatado influencia o fluxo de água em sistemas aquáticos e com isso altera a conectividade hidrológica entre os rios e, conseqüentemente, afeta a diversidade biogeográfica (NILSSON et al., 2005).

Essa semelhança nos padrões de florações em ecossistemas localizados em bacias hidrográficas próximas, revelam influência da dispersão e conexão entre sistemas e com o aumento das mudanças climáticas essa similaridade entre essas espécies pode aumentar. Além disso, deve-se considerar que muitas vezes fatores estocásticos (aleatórios) podem ser mais importantes do que os determinísticos para explicar a composição e estrutura das cianobactérias (DEVERCELLI et al., 2016).

Nos observamos que a incorporação de autocorrelação espacial na identificação das variáveis preditoras da distribuição espacial das cianobactérias influencia na estimativa dos coeficientes da regressão e leva a modelos estatísticos com um melhor ajuste, o que corrobora nossa segunda hipótese.

Esses resultados são suportados pelo aumento do R² e redução do AIC quando os modelos de regressão espacial lag e do erro são gerados para basicamente todas as variáveis respostas que testamos (biomassa total das cianobactérias e por espécie). Assim, esses resultados confirmam que autocorrelação espacial é mais uma questão importante do qual os ecologistas devem estar cientes ao avaliar a distribuição espacial das cianobactérias.

Ignorar o ACE leva a dois tipos de erros possíveis: estimativas de parâmetros enviesadas e erros padrão excessivamente otimistas (MIRALHA et al., 2018). O último é importante quando os resultados do modelo são usados para prever distribuições de espécies para cenários de mudança ambiental, pois é outro problema intrínseco que aumenta a incerteza da previsão. Em nossos resultados Além das melhorias nos modelos regressão após a incorporação da ACE (aumento no R² e diminuição no AIC), observamos que esses modelos passaram a selecionar um maior número de variáveis preditivas. Isso significa que regressões não espaciais podem ignorar variáveis preditoras importantes da biomassa das cianobactérias, criando modelos de baixo desempenho.

7 CONCLUSÃO

A biomassa de cianobactérias (aqui considerada a biomassa total e a biomassa total das espécies frequentes em reservatórios tropicais) mostrou autocorrelação espacial, especialmente, quando se considera em nível de bacia hidrográfica; apesar desse efeito variar em função da bacia hidrográfica estudada. Diferentes tipos de padrão de autocorreção espacial foram verificados, mas foi predominante a autocorrelação positiva do tipo alto-alto, corroborou a nossa primeira hipótese de que a biomassa das cianobactérias mostra autocorrelação espacial em reservatórios tropicais, de forma que um valor alto de biomassa em um determinado reservatório é acompanhado de altos valores nos reservatórios vizinhos. Também confirmamos a nossa segunda hipótese de que os modelos gerados para identificação das variáveis preditoras da biomassa das cianobactérias passou a selecionar mais variáveis quando a autocorrelação espacial foi incorporada. Além disso, mostraram um maior número de variáveis preditivas em relação aos modelos de regressão não espacial. Estes resultados indicam que é importante a incorporação das análises de autocorrelação espacial e de modelos preditivos das variáveis que explicam a biomassa das cianobactérias e se faz necessário que os órgãos gestores responsáveis por planejar e promover ações e políticas para qualidade das águas, considere esses resultados como forma de auxílio para essas implementações.

REFERÊNCIAS

- Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (AESAs). Available on internet <<https://www.aesa.pb.gov.br>>. Accessed 20 may 2021, 2019.
- ALBERT, J. S. et al. Scientists' warning to humanity on the freshwater biodiversity crisis. **Ambio**, 50(1), 85-94, 2021.
- ALVES-DA-SILVA, S.M.; TAMANAHA, M. S. Ocorrência de *euglenophyceae* pigmentadas em rizipiscicultura na Região do Vale do Itajaí, SC, Sul do Brasil. 22, 2008.
- AMORIM, C, A.; MOURA, A. D. N. Habitat templates of phytoplankton functional groups in tropical reservoirs as a tool to understand environmental changes. **Hydrobiologia**, 849 (5), 1095-1113, 2022.
- AMORIM, C. A. et al. A. Modeling cyanobacterial blooms in tropical reservoirs: The role of physicochemical variables and trophic interactions. **Science of the Total Environment**, 744, 140659, 2020.
- ANSELIN L. Local indicators of spatial association - LISA. **Geographical Analysis** 27 (2), 93–115, 1995.
- ANSELIN, L. Exploring spatial data with GeoDaTM: a workbook. Center for spatially integrated social **science**, 165-223, 2005.
- ANSELIN, L. Local indicators of spatial association - LISA, v. 27, n. 2, p. 93-115, **Geographical analysis**, v. 27, n. 2, p. 93-115, 1995.
- ANSELIN, L.; SYABRI, I.; KHO, Y. GEODA: an introduction to spatial data analysis. **In Handbook of applied spatial analysis: Software tools, methods and applications** (pp. 73-89). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2009.
- ANSELIN, LUC; BAO, Shuming. Exploratory spatial data analysis linking SpaceStat and ArcView. In: **Recent developments in spatial analysis**. Springer, Berlin, Heidelberg, 1997. p. 35-59.
- ANSELIN, LUC; FLORAX, RAYMOND JGM. Small sample properties of tests for spatial dependence in regression models: Some further results. In: **New directions in spatial econometrics**. Springer, Berlin, Heidelberg, p. 21-74, 1995.
- APHA (American Public Health Association), **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 21 Ed. Washington, DC, 1200 p. 2012.
- ATABATI, A. et al. Modeling groundwater nitrate concentrations using spatial and non-spatial regression models in a semi-arid environment. **Water Science and Engineering**, 15(3), 218-227, 2022.
- BARBAROSSA, V. et al. M. Impacts of current and future large dams on the geographic range connectivity of freshwater fish worldwide. **Proceedings of the National Academy of**

Sciences, 117(7), 3648-3655, 2020.

BARBOSA, J. E. D. L. et al. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 24: 103-118, 2012.

BARROS, M. U. et al. Environmental factors associated with toxic cyanobacterial blooms across 20 drinking water reservoirs in a semi-arid region of Brazil. *Harmful Algae*, 86, 128-137, 2019.

BICUDO, C.E.M. Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. *Algas*, 18: Chlorophyceae (Volvocales). *Rev. Bras. Bot.* 27, 85-102, 2004.

BIOLO, S.; SIQUEIRA, N.S. BUENO, N.C. Chlorococcales (Chlorophyceae) de um tributário do Reservatório de itaipu, Paraná, Brasil, 36, 667-678, 2009.

BISWAS, S. R.; MACDONALD, R. L.; CHEN, H. Y. Disturbance increases negative spatial autocorrelation in species diversity. *Landscape Ecology*, 32, 823-834, 2017.

BITTENCOURT-OLIVEIRA, MARI A., CARMO, D. et al. Cyanobacteria, microcystins and cylindrospermopsin in public drinking supply reservoirs of Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 86, 297-310, 2014.

BLANCHET, F.G.; LEGENDRE, P.; BORCARD, D. Forward selection of explanatory variables. *Ecology* 89(9): 2623-2632, 2008.

BONADA, N.; DOLÉDEC, S.; STATZNER, B. Spatial autocorrelation patterns of stream invertebrates: exogenous and endogenous factors. *Journal of Biogeography*, 39(1), 56-68. 2012.

BORICS, G. et al. Freshwater phytoplankton diversity: models, drivers and implications for ecosystem properties. *Hydrobiologia*, 848(1), 53-75, 2021.

BORTOLINI, J. C. et al. Environmental and spatial processes influencing phytoplankton biomass along a reservoirs-river-floodplain lakes gradient: A metacommunity approach. *Freshwater Biology*, 62(10), 1756-1767, 2017.

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

BRASIL, J. et al. Drought-induced water-level reduction favors cyanobacteria blooms in tropical shallow lakes. *Hydrobiologia*, 770(1), 145-164, 2016.

BRASIL, J. et al. Rainfall leads to habitat homogenization and facilitates plankton dispersal in tropical semiarid lakes. *Aquatic Ecology*, v.54, n.1, p.225-241, 2020.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Resolução CONAMA nº 357, de 15 de junho de 2005. Available on internet < <https://www.gov.br/mma/pt-br> >. Accessed 20 may 2021, 2019.

- BRILAND, R. D.; STONE, J. P. MANUBOLU, M., LEE, J.; LUDSIN, S. A. Cyanobacterial blooms modify food web structure and interactions in western Lake Erie. **Harmful Algae**, 92, 101586, 2020.
- BURFORD, M. A. et al. Understanding the winning strategies used by the bloom-forming cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*. **Harmful Algae**, 54, 44-53, 2016.
- CARMICHAEL, W. W.; BOYER, G. L. Health impacts from cyanobacteria harmful algae blooms: Implications for the North American Great Lakes. **Harmful algae**, 54, 194-212, 2016.
- CHANG, H. Spatial analysis of water quality trends in the Han River basin, South Korea. **Water research**, 42(13), 3285-3304, 2008.
- CHEN, L.; WANG, K. The spatial spillover effect of low-carbon city pilot scheme on green efficiency in China's cities: Evidence from a quasi-natural experiment. **Energy Economics**, 110, 106018, 2022.
- CHEN, Y. New approaches for calculating Moran's index of spatial autocorrelation. **PloS one**, 8(7), e68336, 2013.
- CHORUS I, BARTRAM J. Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management. E & FN Spon, London and New York, 199
- CHORUS, I.; WELKER, M. Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management (p. 858). **Taylor & Francis**, 2021.
- CHUST, G. et a. Latitudinal phytoplankton distribution and the neutral theory of biodiversity. **Global Ecology and Biogeography**, 22(5), 531-543, 2013.
- CLIFF, A. D.; ORD, J. K. Spatial Autocorrelation, Estimating linear models with spatially distributed data. Sociological methodology, San Francisco, CA: **The Jossey-Bass Publishers**, p. 359-388, 1973., 1981.
- CRASE, B. et al. Incorporating spatial autocorrelation into species distribution models alters forecasts of climate-mediated range shifts. **Global Change Biology**, 20(8), 2566-2579, 2014.
- CUYPERS, Y. Impact of internal waves on the spatial distribution of *Planktothrix rubescens* (cyanobacteria) in an alpine lake. **The ISME journal**, 5(4), 580-589, 2011.
- DAGA, V. S. 2014 S- Homogenization dynamics of the fish assemblages in Neotropical reservoirs: comparing the roles of introduced species and their vectors. **Hydrobiologia**, v.746, n.1, p.327-347, 2014.
- DE BIE T. D. et al. Body size and dispersal mode as key traits determining metacommunity structure of aquatic organisms. **Ecol. Lett.**, 15, 740-747, 2012.
- DINIZ-FILHO J. A. F et al. Spatial autocorrelation analysis allows disentangling the balance between neutral and niche processes in metacommunities. **Oikos**, 121: 201-210, 2012.
- DINIZ-FILHO, J.A.F.; BINI, L.M.; HAWKINS, B.A. Spatial autocorrelation and red herrings

in geographical ecology. **Glob. Ecol. Biogeogr.** 2003, 12, 53-64.

DO NASCIMENTO MOURA, A., ARAGÃO-TAVARES, N. K., & AMORIM, C. A. Cyanobacterial blooms in freshwater bodies from a semiarid region, Northeast **Brazil: A review.** **J Limnol**, 77, 179-188, 2018.

DORMANN, C. F. et al. Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. **Ecography**, 609-628. 2007.

DOS SANTOS SILVA, R. D. et al. Spatio-temporal variation of cyanobacteria and cyanotoxins in public supply reservoirs of the semi-arid region of Brazil. **Journal of Limnology**, 79(1), 2020.

FADEL, A. et al. On the successful use of a simplified model to simulate the succession of toxic cyanobacteria in a hypereutrophic reservoir with a highly fluctuating water level. **Environmental Science and Pollution Research**, 24(26), 20934-20948, 2017.

FICK, S. E.; HIJMANS, R. J. WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. **International journal of climatology**, 37(12), 4302-4315, 2017.

GASPARD, G., KIM, D.; CHUN, Y. Residual spatial autocorrelation in macroecological and biogeographical modeling: a review. **Journal of Ecology and Environment**, 43(1), 1-11, 2019.

GOBBI, M.; BRAMBILLA, M. Patterns of spatial autocorrelation in the distribution and diversity of carabid beetles and spiders along Alpine glacier forelands. **Italian Journal of Zoology**, 83(4), 600-605, 2016.

GRÖNROOS, M., HEINO, J. et al. Metacommunity structuring in stream networks: roles of dispersal mode, distance type, and regional environmental context. **Ecology and evolution**, 3(13), 4473-4487, 2013.

GUÉLAT, JÉRÔME; KÉRY, MARC. Effects of spatial autocorrelation and imperfect detection on species distribution models. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 9, n. 6, p. 1614-1625, 2018.

HÁJEK M, ROLEČEK J. et al. Environmental and spatial controls of biotic assemblages in a discrete semi-terrestrial habitat: comparison of organisms with different dispersal abilities sampled in the same plots. **J. Biogeogr.**, 38, 1683–1693, 2011.

HARRIS, J. M. et al. Spatial and temporal distribution of cyanobacteria in Batticaloa Lagoon. **Journal of Environmental Sciences**, 47, 211-218, 2016.

HARRIS, J. M. et al. Spatial and temporal distribution of cyanobacteria in Batticaloa Lagoon. **Journal of Environmental Sciences**, 47, 211-218, 2016.

HAVENS, K. E. et al. Dynamics of cyanobacteria blooms are linked to the hydrology of shallow Florida lakes and provide insight into possible impacts of climate change. **Hydrobiologia**, 829(1), 43-59, 2019.

HEINO J. A macroecological perspective of diversity patterns in the freshwater realm. *Freshw. Biol.*, 56, 1703–1722, 2011.

HEINO, J. et al. Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns, processes and prospects. *Freshwater Biology*, 60: 845-869, 2015.

HEINO, J.; MELO, A. S.; BINI, L. M. Reconceptualising the beta diversity-environmental heterogeneity relationship in running water systems. *Freshwater Biology*, 60, 223-235, 2015.

HIJMANS, R. J. **Introduction to the 'raster' package** (version 2.5-8), 2006.

HILLEBRAND, H.; et al. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology*, 35, 403-424, 1999.

HO, JEFF C.; MICHALAK, ANNA M.; PAHLEVAN, NIMA. Widespread global increase in intense lake phytoplankton blooms since the 1980s. *Nature*, v. 574, n. 7780, p. 667-670, 2019.

HOFER, URSULA. Climate change boosts cyanobacteria. *Nature Reviews Microbiology*, v. 16, n. 3, p. 122-123, 2018.

HUISMAN, J. et al. Cyanobacterial blooms. *Nature Reviews Microbiology*, 16(8), 471-483, 2018.

HUSZAR, V. L. et al. Environmental and not spatial processes (directional and non-directional) shape the phytoplankton composition and functional groups in a large subtropical river basin. *Journal of Plankton Research*, 37(6), 1190-1200., 2015

JOO, D. et al. Considering Tobler's first law of geography in a tourism context. *Tourism Management*, 62, 350-359. 2017.

KIM, Daehyun. Incorporation of multi-scale spatial autocorrelation in soil moisture–landscape modeling. *Physical Geography*, v. 34, n. 6, p. 441-455, 2013.

KIM, D.; SHIN, Y. H. Spatial autocorrelation potentially indicates the degree of changes in the predictive power of environmental factors for plant diversity. *Ecological indicators*, 60, 1130-1141., 2016.

KISSLING, W. D.; CARL, G. Spatial autocorrelation and the selection of simultaneous autoregressive models. *Global Ecology and Biogeography*, 17(1), 59-71, 2008.

KOKOCIŃSKI, M.; SOININEN, J. Environmental factors related to the occurrence of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanophyta) at the north-eastern limit of its geographical range. *European Journal of Phycology*, 47(1), 12-21, 2012.

KOMÁREK J et al. Dois comuns *Mycrocystis* espécies (*Chroococcales*, Cyanobacteria) da América tropical, incluindo *M. panniformis* sp. *Algologie* 23: 159-177. Kotak BG, Lam AK, Prepas EE, Hrudehy SE, 2002.

KOMÁREK J, ANAGNOSTIDIS K. Cyanoprokaryota. 1. Teil: Chroococcales. Em: H. Ettl,

G. Gärtner, H. Heynig, D. Mollenhauer (eds). Süßwasserflora von Mitteleuropa. 19/1. **Springer Spektrum**: 548 pp, 1999.

KOMÁREK J, ANAGOSTIDIS K. Cyanoprokaryota. 2. Teil: Oscillatoriales. Em: B. Bündel, L. Krienitz, G. Gätner e M. Schagerl (eds.), Süßwasserflora von Mitteleuropa. **Springer Spektrum**: 759 pp, 2005.

KOMÁREK J. Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bd. 19/3: Cyanoprokaryota. rd parte: Heterocytous Genera. Springer Spektrum: 1130 pp, 2013.

KOSTEN, S. et al. Warmer climates boost cyanobacterial dominance in shallow lakes. **Global Change Biology**, 18(1), 118-126, 2012.

KRISTIANSEN, J. Dispersal of freshwater algae - a review. **Hydrobiologia** 1996, 336, 151-157.

LABBATE, M. et al. Anthropogenic impacts on the microbial ecology and function of aquatic environments. **Frontiers in microbiology**, 7, 1044, 2016.

LE MOAL, M. et al. Eutrophication: a new wine in an old bottle? **Science of the Total Environment**, 651, 1-11, 2019.

LEGENDRE, P. Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? **Ecology**, 74(6), 1659-1673, 1993.

LIEBERMAN D. et al. Small-scale altitudinal variation in lowland wet tropical forest vegetation. **Journal of Ecology** 73: 505–516, 1985.

LUNETTA, R. S. et al. Evaluation of cyanobacteria cell count detection derived from MERIS imagery across the eastern USA. *Remote Sens. Environ*, 2015.

McGill, B. J. Matters of scale. **Science**. 328:575-576, 2010.

MELLENDEZ-PASTOR, I. et al. Spatial variability and temporal dynamics of cyanobacteria blooms and water quality parameters in Missisquoi Bay (Lake Champlain). **Water Supply**, 19(5), 1500-1506, 2019.

MELLENDEZ-PASTOR, I. et al. Spatial variability and temporal dynamics of cyanobacteria blooms and water quality parameters in Missisquoi Bay (Lake Champlain). **Water Supply**, 19(5), 1500-1506, 2019.

MENDES, C. F. et al. semiarid tropical reservoirs without the influence of the N: P ratio. **Science of The Total Environment**, 816, 151584, 2022.

MICHALAK, A. M. Study role of climate change in extreme threats to water quality. **Nature News**, v. 535, n. 7612, p. 349, 2016.

MILLER, J. A. Species distribution models: Spatial autocorrelation and non-stationarity. **Progress in Physical Geography**, 36(5), 681-692, 2012

MIRALHA, L.; KIM, D. Accounting for and predicting the influence of spatial autocorrelation in water quality modeling. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 7(2), 64, 2018.

MITTELBACH, G.G. AND SCHEMSKE, D.W. Ecological and evolutionary perspectives on community assembly. *Trends in ecology & evolution*, 30(5), 241-247, 2015.

MOE, S. J., HAANDE, S., & COUTURE, R. M. Climate change, cyanobacteria blooms and ecological status of lakes: A Bayesian network approach. *Ecological Modelling*, 337, 330-347, 2016.

MORAN, P. A. "Notes on Continuous Stochastic Phenomena." *Biometrika* 37 (1/2): 17–23. doi:10.1093/biomet/37.1-2.17, 1950.

MORESCO, G. A. et al. Drivers of phytoplankton richness and diversity components in Neotropical floodplain lakes, from small to large spatial scales. *Hydrobiologia*, 799, 203-215, 2017.

MOURA, N., A., ARAGÃO-TAVARES, N. K., & AMORIM, C. A. Cyanobacterial blooms in freshwater bodies from a semiarid region, Northeast Brazil: A review. *J Limnol*, 77, 179-188, 2018.

MOWE, M. A. et al. Tropical cyanobacterial blooms: a review of prevalence, problem taxa, toxins and influencing environmental factors. *Journal of Limnology*, 2015.

MYER, M. H. et al. Spatio-temporal modeling for forecasting high-risk freshwater cyanobacterial harmful algal blooms in Florida. *Frontiers in environmental science*, 8, 581091, 2020.

NAIMI E NAIMI, B. et al. Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling? . *Ecography*, 37(2), 191-203.t al., 2013

NILSSON, CHRISTER et al. Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science* 308: 405-408., 2005.

PAERL, H. W et al. Phytoplankton community indicators of short-and long-term ecological change in the anthropogenically and climatically impacted Neuse River Estuary, North Carolina, USA. *Estuaries and Coasts*, 33(2), 485-497,2010.

PAERL, H. W. et al. Mitigating cyanobacterial harmful algal blooms in aquatic ecosystems impacted by climate change and anthropogenic nutrients. *Harmful Algae*, 54, 213-222, 2016.

PHAM, T. L. et al. Influence of environmental factors on cyanobacterial biomass and microcystin concentration in the Dau Tieng Reservoir, a tropical eutrophic water body in Vietnam. In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* (Vol. 53, pp. 89-100). EDP Sciences, 2017.

PINEDA, A., BORTOLINI, J. C., RODRIGUES, L. C. Effects of space and environment on phytoplankton distribution in subtropical reservoirs depend on functional features of the species. *Aquatic Sciences*, 84(1), 1-13, 2022.

- RIBEIRO a, K. FELIX.; DUARTE, L.; CROSSETTI, L. O. Everything is not everywhere: a tale on the biogeography of cyanobacteria. **Hydrobiologia**, v. 820, n. 1, p. 23-48, 2018.
- RIBEIRO B, K. F. et al. Distribution and coexistence patterns of phytoplankton in subtropical shallow lakes and the role of niche-based and spatial processes. **Hydrobiologia**, 814(1), 233-246, 2018.
- RIBEIRO, K. F. et al., L. O. Distribution and coexistence patterns of phytoplankton in subtropical shallow lakes and the role of niche-based and spatial processes. **Hydrobiologia**, 814, 233-246, 2018.
- SALMASO, N., & TOLOTTI, M. Phytoplankton and anthropogenic changes in pelagic environments. **Hydrobiologia**, 848(1), 251-284, 2021.
- SANT'ANNA, C.L et al. Planktic Cyanobacteria from upper Tietê basin reservoirs, SP, Brazil. *Rev. Bras. Bot.* 30, 1-17, 2007.
- SINANG, S. C.; REICHWALDT, E. S.; GHADOUANI, A. Spatial and temporal variability in the relationship between cyanobacterial biomass and microcystins. **Environmental monitoring and assessment**, 185(8), 6379-6395, 2013.
- SKEVAS, T.; SKEVAS, I.; SWINTON, S. M. Does spatial dependence affect the intention to make land available for bioenergy crops? **Journal of Agricultural Economics**, 69(2), 393-412, 2018.
- TIAN, Y. et al. The impacts of local and regional factors on the phytoplankton community dynamics in a temperate river, northern China. **Ecological Indicators**, 123, 107352, 2021.
- TOBLER, W. R. Cellular geography. In **Philosophy in geography** (pp. 379-386). Springer, Dordrecht, 1979.
- VÁCLAVÍK, T.; KUPFER, J. A.; MEENTEMEYER, R. K. Accounting for multi-scale spatial autocorrelation improves performance of invasive species distribution modelling (iSDM). **Journal of Biogeography**, 39(1), 42-55, 2012.
- VAN GREMBERGHE, INEKE et al. Lack of phylogeographic structure in the freshwater cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* suggests global dispersal. **PloS one**, v. 6, n. 5, p. e19561, 2011.
- VERLEYEN E., VYVERMAN W. et al. The importance of dispersal related and local factors in shaping the taxonomic structure of diatom metacommunities. **Oikos**, 118, 1239–1249, 2009.
- VERREYDT, D. et al. Dispersal-mediated trophic interactions can generate apparent patterns of dispersal limitation in aquatic metacommunities. **Ecology Letters**, 15(3), 218-226, 2012.
- WU, Z. et al. Spatial autocorrelation of phytoplankton biomass is weak in the rivers of Lake Taihu Basin, China. **Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems**, (420), 35, 2019.
- WU, ZHAOSHI et al. Assessing River water quality using water quality index in Lake Taihu

BASIN, CHINA. **Science of the Total Environment**, v. 612, p. 914-922, 2018.

WU, ZHAOSHI et al. Index of biotic integrity based on phytoplankton and water quality index: Do they have a similar pattern on water quality assessment? A study of rivers in Lake Taihu Basin, China. **Science of the Total Environment**, v. 658, p. 395-404, 2019.

XIAO, L. J. et al. Dissimilarity of phytoplankton assemblages in two connected tropical reservoirs: effects of water transportation and environmental filtering. **Hydrobiologia**, 764(1), 127-138, 2016.

XIAO, R., SU, S., GHADOUANI, A.; WU, J. Spatial analysis of phytoplankton patterns in relation to environmental factors across the southern Taihu basin, China. **Stochastic environmental research and risk assessment**, 27, 1347-1357, 2013.

XIAO, R. et al. Spatial analysis of phytoplankton patterns in relation to environmental factors across the southern Taihu basin, China. **Stochastic environmental research and risk assessment**, 27(6), 1347-1357, 2013.

XIONG, W. et al. Zooplankton community structure along a pollution gradient at fine geographical scales in river ecosystems: the importance of species sorting over dispersal. **Molecular Ecology**, 26(16), 4351-4360, 2017.

YANG, JR. et al. Disturbance-induced phytoplankton regime shifts and recovery of cyanobacteria dominance in two subtropical reservoirs. **Water Research, Netherlands** v. 120, p. 52-63, 2017.

ZHANG, F. et al. Cyanobacteria blooms and non-alcoholic liver disease: evidence from a county level ecological study in the United States. **Environmental Health**, 14(1), 1-11. 2015.

ZHANG, H. et al. Homogenization of reservoir eukaryotic algal and cyanobacterial communities is accelerated by dam construction and eutrophication. **Journal of Hydrology**, 603, 126842, 2021.

ZHANG, Y., PENG, C., HUANG, S., WANG, J., XIONG, X., & LI, D. The relative role of spatial and environmental processes on seasonal variations of phytoplankton beta diversity along different anthropogenic disturbances of subtropical rivers in China. **Environmental Science and Pollution Research**, 26(2), 1422-1434, 2019.

ZHAO, H. et al. Spatial correlations between urbanization and river water pollution in the heavily polluted area of Taihu Lake Basin, China. **Journal of Geographical Sciences**, 23(4), 735-752, 2013.

ZHAO, X., HUANG, X., & LIU, Y. Spatial autocorrelation analysis of Chinese inter-provincial industrial chemical oxygen demand discharge. **International journal of environmental research and public health**, 9(6), 2031-2044, 2012.

APÊNDICE A - Reservatórios, bacia hidrográfica, região fitogeográfica, coordenadas geográficas (latitude e longitude), capacidade máxima dos reservatórios estudados no estado da Paraíba, Nordeste do Brasil.

Reservatório	Bacia hidrográfica	Coordenadas geográficas	Capacidade máxima (m³)
Santa Luzia	Piranhas	13°7'4.181" S; 80°15'17.071" W	11.960.250
Várzea Grande	Piranhas	55°45'7.766" S; 37°35'49.875" W	21.532.659
São Mamede	Piranhas	6°56'9" S 37°3'55" W	71.887.047
Farinha	Piranhas	7°4'41.88" S; 37°14'44.88" W	25.738.500
Jatobá I	Piranhas	7°43'16.892" S; 37°58'45.041" W	17.516.000
Jenipapeiro (Buiú)	Piranhas	7°19'30.324" S; 37°45'31.104" W	1.948.300
Cachoeira dos Cegos	Piranhas	7°5'33.108" S; 37°36'58.356" W	71.887.047
Saco	Piranhas	7°28'40.620" S; 38°2'35.736" W	97.488.089
Condado	Piranhas	7°33'20.218" S; 38°33'11.106" W	35.016.000
Santa Inês	Piranhas	49°22'37.452" S; 104°22'35.724" W	29.684.041
Lagoa do Arroz	Piranhas	6°48'37.793" S; 38°35'22.121" W	80.388.537
Pilões	Piranhas	49°22'37.452" S; 104°22'35.724" W	7.888.854
Engenheiro Ávidos	Piranhas	6°59'4.956" S; 38°27'9.9" W	293.617.376
São Gonçalo	Piranhas	6°49'24.456" S; 38°19'8.148" W	40.582.277
Riacho dos Cavalos	Piranhas	6°25'15.11" S; 37°39'28.955" W	17.699.000
Escondido	Piranhas	6°11'10.27" S; 37°32'59.7" W	16.579.250
Mãe d'água	Piranhas	41°1'24.975" S; 73°3'30.725" W	567.999
Coremas	Piranhas	7°1'25.032" S; 37°56'58.56" W	744.144.694
Engenheiro Arcoverde	Piranhas	6°54'55.606" S; 37°35'15.582" W	36.834.375
Acauã	Paraíba	7°26'28.972" S; 35°33'39.15" W	253.000.000
José Rodrigues	Paraíba	51°6'51.248" S; 23°28'57.606" W	22.332.348
Bodocongó	Paraíba	40°45'36" S; 73°59'2.4" W	1.020.00
Soledade	Paraíba	6°51'7.524" S; 35°17'39.552" W	27.058.000
Cordeiro	Paraíba	7°49'5.059" S; 36°40'52.644" W	69.965.945
Mucutú	Paraíba	10°39'41.053" S; 122°56'32.395" W	25.370.000
São José II	Paraíba	6°57'47.700" S; 38°9'52.092" W	1.311.540
Camalaú	Paraíba	7°48'46.8" S; 36°40'41.52" W	48.107.240
Sumé	Paraíba	7°40'24.816" S; 36°53'53.808" W	44.864.100
São Paulo	Paraíba	41°1'24.975" S; 73°3'30.725" W	8.455.500
Poções	Paraíba	7°52'34.565" S; 37°2'5.683" W	29.861.562
Namorados	Paraíba	10° 39'41.053" S; 122° 56'32.395" W	2.118.98
Boqueirão	Paraíba	7°31'42.366" S; 36°14'56.519" W	411.686.287
Saulo Maia	Mamanguape	6°55'16.536" S; 35°40'28.236" W	9.833.615
Nova Camará	Mamanguape	7°1'56.809" S; 35°45'42.66" W	26.581.614
Araçagi	Mamanguape	6°51'7.524" S; 35°17'39.552" W	63.289.037
Boqueirão do Cais	Jacu	56°14'8.078" S; 25°3'47.912" W	12.367.300
Mamuaba	Gramame	7°18'3.69" S; 34°57'33.059" W	56.937.000

Fonte: Elaborada pelo autor, 2022.