



Revista Ambiente & Água  
ISSN: 1980-993X  
Instituto de Pesquisas Ambientais em Bacias  
Hidrográficas

## Avaliação sazonal e espacial da qualidade das águas superficiais da bacia hidrográfica do rio Longá, Piauí, Brasil

**Medeiros, Waneska Maria Vasconcelos; Silva, Carlos Ernando da; Lins, Ruceline Paiva Melo**

Avaliação sazonal e espacial da qualidade das águas superficiais da bacia hidrográfica do rio Longá, Piauí, Brasil

Revista Ambiente & Água, vol. 13, núm. 2, 2018

Instituto de Pesquisas Ambientais em Bacias Hidrográficas

**Disponível em:** <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=92860561002>

**DOI:** 10.4136/ambi-agua.2054

## Avaliação sazonal e espacial da qualidade das águas superficiais da bacia hidrográfica do rio Longá, Piauí, Brasil

Seasonal and spatial evaluation of the surface water quality in the Longá river watershed, Piauí, Brazil

Waneska Maria Vasconcelos Medeiros<sup>1 \*</sup>  
wkvasconcelos@gmail.com

Universidade Federal do Piauí, Brazil

Carlos Ernando da Silva<sup>2</sup> carlosernando@gmail.com  
Universidade Federal do Piauí, Brazil

Ruceline Paiva Melo Lins<sup>3</sup> rmlins@ufpi.edu.br  
Universidade Federal do Piauí, Brazil

Revista Ambiente & Água, vol. 13, núm. 2, 2018

Instituto de Pesquisas Ambientais em  
Bacias Hidrográficas

Recepção: 01 Dezembro 2016  
Aprovação: 05 Janeiro 2018

DOI: 10.4136/ambi-agua.2054

CC BY

**Resumo:** Este artigo teve como objetivo avaliar a qualidade das águas superficiais da bacia hidrográfica do rio Longá no Estado do Piauí, Brasil. Sete pontos foram monitorados, com base na proximidade de estações meteorológicas e acessibilidade, para obter melhores caracterizações espaciais e de ocupação da bacia hidrográfica. As amostras de água foram coletadas mensalmente (01/2015-12/2015). Foram medidas as variáveis: temperatura, pH, turbidez, condutividade elétrica, sólidos totais, fósforo total, nitrato, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e *Escherichia coli* (*E. coli*). Os resultados foram avaliados individualmente e comparados aos padrões brasileiros para águas doces de classe 2, conforme Resolução nº 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Os dados foram avaliados utilizando-se análises multivariadas (agrupamento e análise de componentes principais - ACP). As variáveis *E. coli*, pH, turbidez, nitrato, DBO e condutividade elétrica variaram entre os dois períodos analisados (seco e chuvoso). As variáveis DBO, *E. coli* estiveram em desacordo com os padrões do CONAMA nos pontos urbanos P2, P3 e P5, devido à poluição difusa observada no período chuvoso. O agrupamento mostrou uma tendência espacial, apresentando dois grupos distintos (rural e urbano). A ACP identificou quatro componentes principais que explicaram uma variação de 58,64% nos dados. O Componente 1 (CP1) refletiu uma contribuição de poluentes relacionados à poluição difusa de áreas agrícolas e urbanas. O Componente 2 (CP2) foi fortemente associado à poluição, especialmente por esgoto doméstico não tratado. As outras ACPs também refletiram pressões de atividades antropogênicas nos corpos d'água.

**Palavras-chave:** bacias hidrográficas, monitoramento ambiental, qualidade da água.

**Abstract:** This article evaluates the quality of the surface waters in the Longá River watershed in the State of Piauí, Brazil. Seven points were monitored, based on their proximity to meteorological stations and accessibility, to obtain better spatial and land-use characterizations of the watershed. Water samples were collected monthly (01/2015-12/2015). The variables temperature, pH, turbidity, electrical conductivity, total solids, total phosphorus, nitrate, dissolved oxygen, biochemical oxygen demand (BOD) and *Escherichia coli* (*E. coli*) were measured. The results were evaluated individually and compared to Brazilian standards for Class 2 fresh waters, according to the National Environment Council's (CONAMA) Resolution 357/2005. The data were evaluated using multivariate analyses (clustering and principal component analysis - PCA). *E. coli*, pH, turbidity, nitrate, BOD, and electrical conductivity varied between the two periods analyzed (dry and rainy). The BOD and *E. coli* variants were

noncompliant with the CONAMA standards at urban points P2, P3, and P5, because of nonpoint source pollution (NPS) during the rainy season. Clustering showed a spatial trend, presenting two distinct groups (rural and urban). PCA identified four main components that explained a 58.64% change in the data. Component 1 (CP1) reflected a contribution of pollutants related to NPS from agricultural and urban areas, in addition to environmental factors. CP2 was strongly associated with pollution, especially by untreated sewage releases. The other CPs also reflect pressures from anthropogenic activities on the water bodies.

**Keywords:** environmental monitoring, water quality, watershed.

## 1. INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, a qualidade da água dos rios, lagos e reservatórios têm passado por alterações que comprometem diretamente a manutenção dos usos múltiplos dos recursos hídricos, assegurados por força da lei (Arruda et al., 2015). Nos ecossistemas aquáticos, a heterogeneidade da qualidade da água pode ser influenciada principalmente pela contribuição natural da bacia hidrográfica (conhecidas como *background*, concentrações naturais afetadas pelas características geológicas e pedológicas do local) e pela magnitude dos impactos antrópicos como o consumo de água, lançamento de efluentes domésticos e industriais, escoamento superficial de áreas urbanas e rurais. Do ponto de vista temporal, as oscilações de qualidade da água podem refletir as formas de uso e ocupação do solo (Kalscheur et al., 2012; Cunha et al., 2013).

Diversos estudos apontam a agricultura e outras atividades agropecuárias, como uma atividade de alto potencial degradador, sendo responsáveis pela elevação da concentração de nutrientes nas águas superficiais, como por exemplo, fósforo e nitrogênio, bem como o uso e o manejo do solo em áreas agrícolas acarretam alterações na qualidade da água (Menezes et al., 2016). Em áreas urbanas e industrializadas é comum a poluição orgânica associada ao uso e ocupação do solo (Damasceno et al., 2015). Segundo Pompêo et al. (2011), a maioria dos rios nas cidades brasileiras está substancialmente degradada. Sendo assim, as características físicas, químicas e biológicas de um curso d'água refletem tanto a configuração geológica quanto os insumos da bacia hidrográfica circundante (Voza et al., 2015). Dessa forma, o monitoramento das variáveis de qualidade da água pode ser considerado como um dos pré-requisitos para o sucesso de qualquer sistema de gestão das águas, já que o monitoramento possibilita a obtenção de informações necessárias, a atualização dos bancos de dados, e o acompanhamento do processo de uso dos corpos hídricos, que apresenta os efeitos sobre as características qualitativas das águas, visando subsidiar as ações de controle ambiental (Carvalho et al., 2015).

No entanto, na região Nordeste do Brasil, são poucas as séries históricas de informações quanto às vazões nos cursos de água e praticamente inexistentes aquelas relativas à qualidade da água. No Estado do Piauí, particularmente, o maior problema enfrentado consiste exatamente na insuficiência de dados de qualidade de água superficiais das bacias hidrográficas (Piauí, 2010). Entre as bacias hidrográficas do Estado do

Piauí, a do rio Longá chama a atenção por estar em uma região de grande importância social, econômica e ambiental. Localizada na região norte do Estado, em uma área de transição dos biomas Caatinga e Cerrado, tem como principais usos do solo o extrativismo vegetal (carnaúba e babaçu), a pecuária de subsistência e a agricultura (Brasil, 2002; Sousa e Araújo, 2009; Piauí, 2010).

As questões que nortearam este estudo foram: como se encontra a qualidade da água da bacia hidrográfica do rio Longá, considerando a sua variação sazonal e espacial? Esse corpo hídrico está de acordo com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 (CONAMA, 2005)? Tendo em vista que os usos múltiplos da água e as atividades antrópicas realizadas em uma bacia hidrográfica causam significativas alterações na qualidade dos recursos hídricos e, a pouca informação sobre a qualidade das águas da bacia hidrográfica do rio Longá, o presente estudo teve como objetivo avaliar a variação sazonal e espacial da qualidade da água da bacia hidrográfica do rio Longá, Piauí.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1. Caracterização da área de estudo

A bacia hidrográfica do rio Longá está situada na porção norte do Estado do Piauí. Ela estende-se entre as coordenadas 3°03' e 5°16' de latitude sul e 41°04' e 42°43' de longitude, a oeste de Greenwich, correspondendo 8,99% da área total do Estado piauiense. Esta bacia tem como rio principal o rio Longá que nasce na localidade Lagoa do Mato, no município de Alto Longá, a uma altitude de 150 m. Trata-se de um rio perene no médio e baixo curso e alimenta inúmeras lagoas de pequeno porte. Possui uma área de drenagem de 22.623 km<sup>2</sup> abrangendo um total de 26 sedes municipais piauienses, nas quais vive uma população de aproximadamente 480 mil habitantes (IBGE, 2010).

Segundo a classificação de Köppen, o clima predominante da região é do tipo tropical quente úmido (Aw'), com chuvas de verão/outono como resultado dos deslocamentos sazonais da Convergência Intertropical (CIT), sob a forma de massa de ar convectiva. A estação chuvosa dessa região estende-se de janeiro a maio, sendo o trimestre fevereiro/março/abril o mais chuvoso e, agosto/setembro/outubro, o mais seco (Piauí, 2010).

A cobertura vegetal da bacia do rio Longá apresenta na porção leste da bacia uma área de tensão ecológica, com espécies da caatinga arbustiva, correspondendo a 25% da cobertura vegetal da região. Na região central encontra-se a vegetação do tipo cerrado que corresponde a 50% da vegetação do território da bacia do rio Longá. Na região sudoeste encontra-se uma vegetação do tipo floresta decidual, onde se observa espécies vegetais como o babaçu e a carnaúba, que são de grande importância econômica para a região e ainda, o buriti e o tucum (Piauí, 2010).

As atividades econômicas mais desenvolvidas na bacia hidrográfica do rio Longá, estão relacionadas às atividades de extrativismo vegetal, com a extração do pó da carnaúba e a amêndoa do babaçu (para produção de óleo); a extração de madeiras com preponderância da lenha para utilização em fornos industriais (padarias, cerâmicas, extração de óleos, sabão, entre outras); a extração de madeira para obtenção de matéria-prima para construção de casas, cercas, currais e outros usos. Também existe a criação de bovinos, suínos, caprinos e ovinos, que na sua grande maioria são criados por pequenos e médios proprietários que utilizam esses animais como forma de subsistência e de comercialização da carne e do couro. Entre os municípios produtores estão Batalha e Campo Maior. Aliada à pecuária encontram-se os projetos de irrigação que configuram um importante instrumento econômico em alguns municípios ao longo do curso do rio Longá, como é o caso do município Barras no cultivo de melancia e os municípios Alto Longá e Buriti dos Lopes no cultivo do arroz (Sousa e Araújo, 2009).

## 2.2. Estratégias de amostragem e metodologias analíticas

Para as amostragens foram selecionados sete locais de coleta, sendo quatro ao longo do rio principal Longá e os demais localizados em três afluentes: rio Maratoã, rio dos Matos e rio Piracuruca. Os pontos foram escolhidos levando em consideração a presença de estações meteorológicas e a acessibilidade e; também visando obter uma melhor representatividade espacial e de ocupação da bacia. Os locais foram denominados P1, P2, P3, P4, P5, P6 e P7, sendo P1 mais próximo à nascente e P7 próximo ao exutório da bacia (Tabela 1). Os locais escolhidos para o monitoramento P2, P3 e P5, estão localizados em centros urbanos dos municípios de Barras, Esperantina e Piracuruca, respectivamente. Já P1, P4, P6 e P7 estão localizados na zona rural dos municípios de Barras, Batalha, São José do Divino e Buriti dos Lopes, respectivamente. A localização da bacia do rio Longá, os pontos de coleta de água e as estações meteorológicas consultadas são ilustradas na Figura 1.

As campanhas de amostragem foram realizadas com a periodicidade mensal de janeiro a dezembro de 2015. Alíquotas de água foram coletadas na subsuperfície no ponto central da seção transversal do rio, à profundidade de 20 cm, aproximadamente. As variáveis de qualidade de água investigadas foram: temperatura, oxigênio dissolvido (OD), turbidez, potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica, sólidos totais, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrato, fósforo total e *Escherichia coli* (*E. coli*).

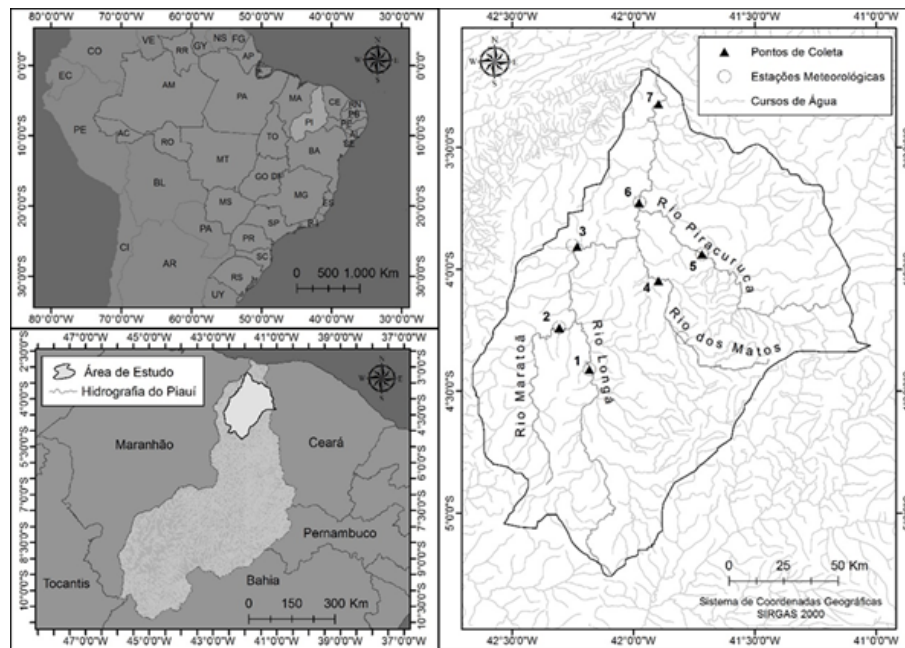
**Tabela 1.**  
Posição geográfica dos pontos de coleta.

Pontos	Rio	Município	Latitude	Longitude	Localização
P1	Longá	Barras	04°24'34.92" S	42°10'53.04" W	rural
P2	Maratoã	Barras	04°14'16.08" S	42°18'19.08" W	urbana
P3	Longá	Esperantina	03°54'10.30" S	42°13'44.60" W	urbana
P4	Matos	Batalha	04°02'42.52" S	41°53'45.13" W	rural
P5	Piracuruca	Piracuruca	03°56'13.38" S	41°43'01.63" W	urbana
P6	Longá	São José do Divino	03°43'26.04" S	41°58'27.12" W	rural
P7	Longá	Buriti dos Lopes	03°19'09.85" S	41°53'45.40" W	rural

A temperatura e a concentração do oxigênio dissolvido foram medidas *in situ* utilizando-se um medidor portátil Oxímetro AT 160 Microprocessado da Alfakite. Para a determinação das demais variáveis foram coletadas amostras de água e armazenadas em frascos de vidro e polietileno. Para a análise bacteriológica utilizou-se sacos esterilizados. As amostras foram conservadas por meio de refrigeração (em caixas de isopor com gelo) e transportadas para o Laboratório de Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Piauí. As análises dos parâmetros de qualidade da água foram realizadas segundo metodologias descritas no APHA et al. (2005) (Tabela 2).

Para avaliar a variação da qualidade da água nos períodos seco e chuvoso buscou-se analisar o regime de sazonalidade da região. A série pluviométrica com os dados de precipitação diária da bacia hidrográfica do rio Longá, no período de janeiro a dezembro de 2015, foi obtida na Agência Nacional de Águas (ANA) através do sistema Hidroweb (ANA, 2015) e no Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2015). Os dados foram coletados das estações Fazenda Alegria (34930000) e Pedrinhas (34936000) localizadas no município de Barras, Piracuruca (34976000) localizada no município de Piracuruca, Tinguís (34980000) localizada no município de São José do Divino, Piripiri (OMM: 82480) localizada no município de Piripiri e Esperantina (OMM: 82298) localizada no município de Esperantina.





**Figura 1.**  
Mapa de localização da bacia hidrográfica do rio Longá,  
locais de amostragem da água e estações meteorológicas.

**Tabela 2.**  
Metodologia da determinação das variáveis de qualidade da água.

Parâmetros	Método
Temperatura da água	Filamento de mercúrio
Condutividade elétrica	Condutimétrico
Turbidez	Turbidimétrico
Sólidos totais	Gravimétrico
pH	Eletrométrico
Fosfato	Espectrofotométrico
Nitrato	Espectrofotométrico
Demanda Bioquímica de Oxigênio	Winkler/incubação
Oxigênio dissolvido	Eletrométrico
<i>Escherichia coli</i>	Enzimático substrato definido

Para averiguar a conformidade do enquadramento dos rios da bacia hidrográfica do rio Longá, os resultados das análises foram confrontados com os parâmetros estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 (CONAMA, 2005). Após a comparação dos dados foram analisadas as diferenças espaciais e temporais das variáveis.

### 2.3. Análise estatística

Para obter o perfil das variáveis de qualidade da água foi utilizada a estatística descritiva (média, mediana, mínimo e máximo) e para testar as diferenças entre pontos e períodos sazonais foi utilizado o teste não-paramétrico Kruskal-Wallis, com nível de significância de 5%. Para quantificar o grau de associação entre variáveis da qualidade da água os dados foram submetidos a uma análise de correlação de Spearman.

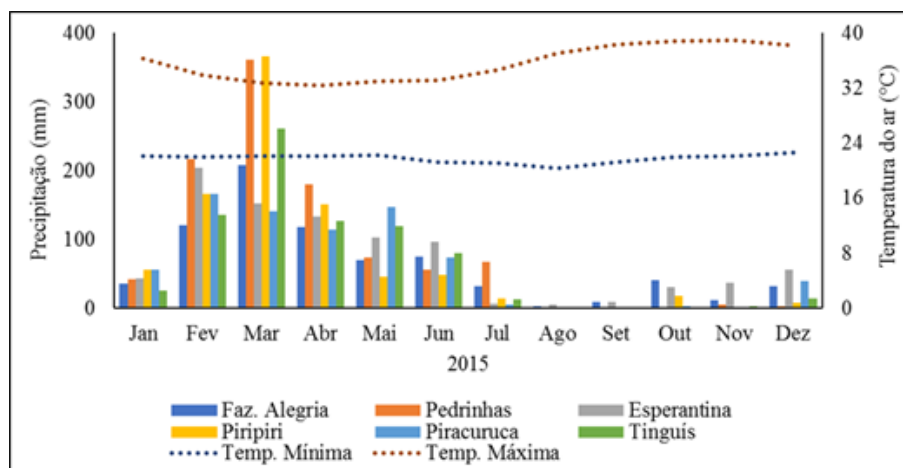
O conjunto de dados de qualidade da água da bacia hidrográfica do rio Longá foi submetido à avaliação por meio de análises multivariadas, empregando as técnicas de análises de agrupamento e para a realização da análise fatorial (AF), adotou-se o método da análise de componentes principais (ACP). A adequabilidade dos dados quanto à estrutura da AF foi avaliada por meio do teste de esfericidade de Bartlett e da medida de adequabilidade da amostra de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) (Hair Junior et al., 2009). A estimação do número de CP a serem retidos foi determinada pelo critério de Kaiser (Kaiser, 1958), no qual consiste em incluir somente componentes cujos autovalores sejam superiores a 1. Adotou-se o procedimento de rotação ortogonal da matriz das cargas fatoriais, o que possibilita melhor interpretação dos fatores ao redistribuir a variância explicada pelas componentes, não alterando a variância acumulada do conjunto de componentes. A utilização da rotação ortogonal pelo método Varimax permite um melhor ajuste ao modelo fatorial possível de explicação, sendo frequentemente utilizada em estudos de qualidade de água e processos hidrológicos (Rocha e Pereira, 2016). O programa utilizado nas análises estatísticas multivariadas foi o SPSS versão 20.

## 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 3.1. Análise da qualidade da água da bacia

Com relação à precipitação e à temperatura do ar mensal na bacia hidrográfica do rio Longá no ano de 2015 (Figura 2), os meses fevereiro, março e abril foram classificados como período chuvoso, onde a precipitação média foi de 185 mm mês<sup>-1</sup> e os meses de maio a janeiro foram classificados como período seco com precipitação média de 32 mm mês<sup>-1</sup>.

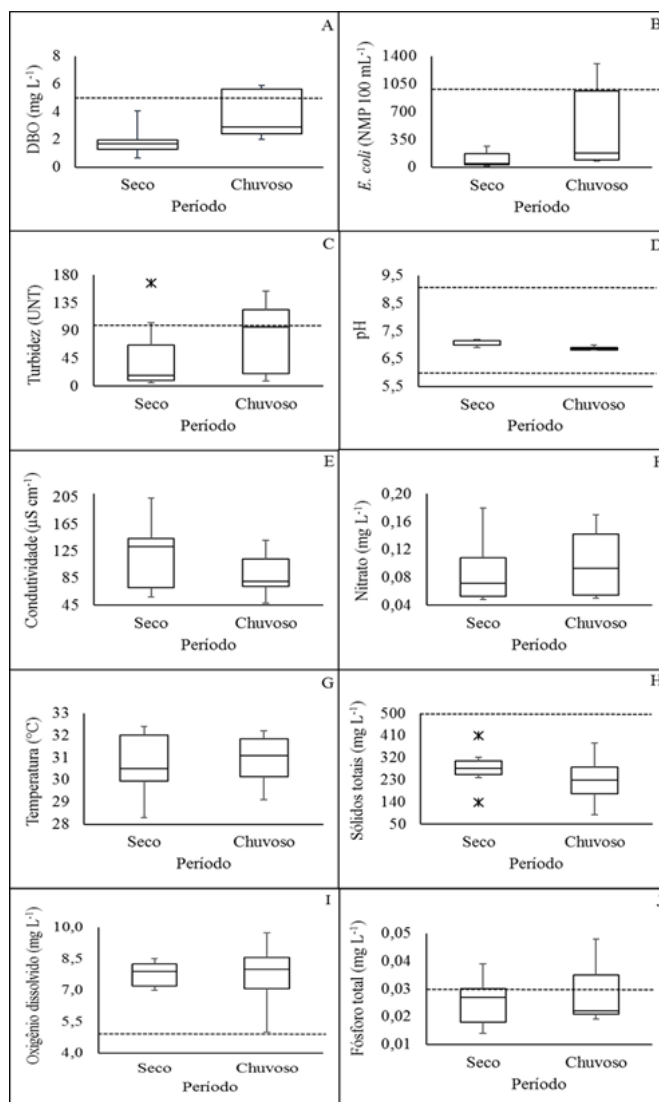




**Figura 2.**

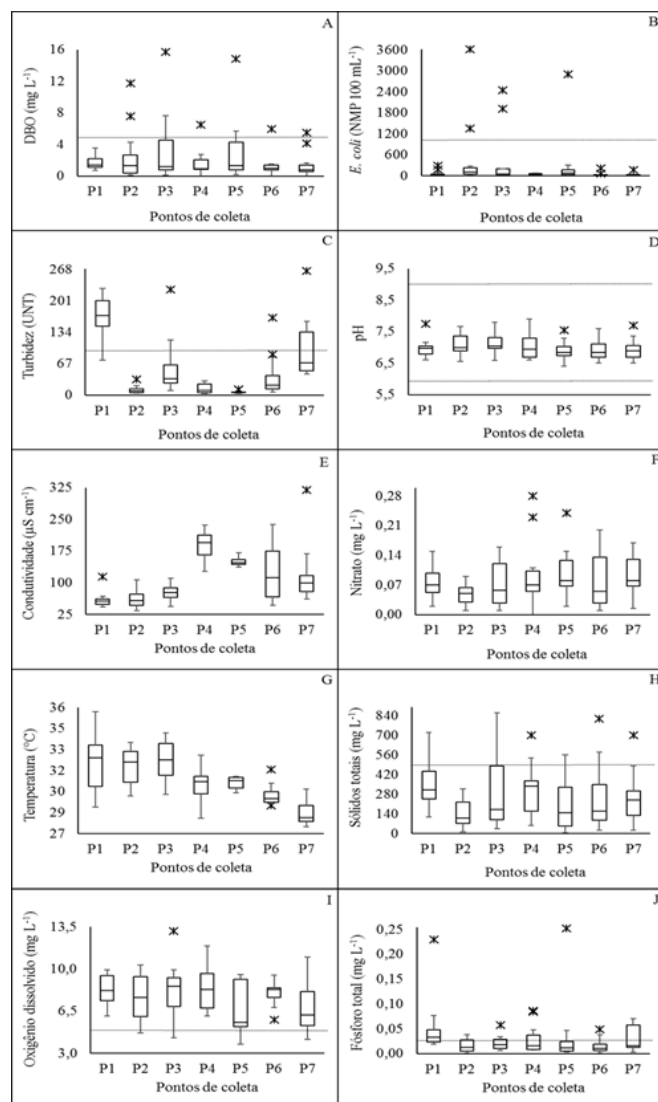
Valores médios mensais da precipitação pluviométrica e temperatura do ar obtidos das estações meteorológicas inseridas na bacia hidrográfica do rio Longá, no período entre janeiro e dezembro de 2015.

As Figuras 3 e 4 ilustram os *boxplots* da distribuição sazonal e espacial, respectivamente, construídos a partir dos dados obtidos nas análises das variáveis de qualidade da água. Durante o período de coleta houve variações nos valores obtidos por meio das análises laboratoriais para algumas variáveis em função da sazonalidade e também em função da localização dos pontos de coleta.



**Figura 3.**

Variação sazonal das variáveis DBO (A), E. coli (B), turbidez (C), pH (D), condutividade (E), nitrato (F), temperatura (G), sólidos totais (H), OD (I) e fósforo total (J), durante o período seco e chuvoso (2015). Limites estabelecidos pela Res. CONAMA 357/2005.



**Figura 4.**

Variação espacial das variáveis DBO (A), E. coli (B), turbidez (C), pH (D), condutividade (E), nitrato (F), temperatura (G), sólidos totais (H), OD (I) e fósforo total (J), no período de janeiro a dezembro de 2015. Limites estabelecidos pela Res. CONAMA 357/2005.

A Figura 3A apresenta a variação da concentração da matéria orgânica em termos de DBO nos períodos seco e chuvoso. Para o período seco, a mediana foi de 1,66 mg L<sup>-1</sup> com concentrações variando de 0,85 mg L<sup>-1</sup> a 2,21 mg L<sup>-1</sup> e o período chuvoso apresentou mediana de 2,88 mg L<sup>-1</sup>, com valores mínimo de 1,8 mg L<sup>-1</sup> e máximo de 7,72 mg L<sup>-1</sup>. Observa-se que no período chuvoso apresentou valores mais elevados na concentração da matéria orgânica e também maior dispersão dos dados quando comparados com o período seco. O teste Kruskal-Wallis inferiu que houve diferença estatística significativa entre os dois períodos ( $H=2,941$  e  $p=0,086$ ). Em 10% das amostras analisadas para essa variável houve valores acima do recomendado pela Resolução CONAMA nº 357/05 de 5 mg L<sup>-1</sup>. Melhores resultados em função da concentração da matéria orgânica foram encontrados em P6 e P7, onde apresentaram

medanas de 1,00 e 0,78 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente, com 75% das amostras abaixo de 1,41 mg L<sup>-1</sup>. Os pontos P3 e P5 foram os que apresentaram os piores resultados com valores máximos de 7,6 mg L<sup>-1</sup> e 5,67 mg L<sup>-1</sup> de concentração da matéria orgânica, expressa em DBO (Figura 4A). O aumento da DBO ocorreu logo após os primeiros registros de precipitação, incidindo na diminuição dos seus valores após as primeiras chuvas, fato observado em P2, P3 e P5, que estão localizados nos centros urbanos das cidades de Barras, Esperantina e Piracuruca, respectivamente. Esse comportamento é atribuído à poluição difusa, característica de cidades onde não há sistema de saneamento, fato ocorrido na maioria das cidades do Estado do Piauí. Nos pontos P4, P6 e P7, localizados na zona rural dos municípios de Batalha, São José do Divino e Buriti dos Lopes, respectivamente, apresentaram valores elevados para DBO, acima do limite permissível, apenas no mês de fevereiro. Observou-se que neste mês houve registro de precipitação pluvial nas 72 horas que antecederam a coleta em todos os pontos monitorados. Os dados apresentados para a DBO indicam que a qualidade da água da bacia do rio Longá deteriorou no período chuvoso. A DBO apresentou uma correlação significativa positiva com a variável temperatura ( $\rho=0,23$ ) (Tabela 3).

Tabela 3.

Matriz de correlação das variáveis de qualidade da água da bacia hidrográfica do rio Longá.

	Temperatura	pH	Condutividade	Turbidez	Sólidos totais	OD	DBO	Nitrato	Fósforo total	<i>E. coli</i>
Temperatura	1,00									
pH	<b>0,23</b>	1,00								
Condutividade	<b>-0,34</b>	-0,04	1,00							
Turbidez	-0,03	-0,05	<b>-0,45</b>	1,00						
Sólidos totais	0,09	<b>0,31</b>	0,03	0,16	1,00					
OD	0,13	-0,02	0,07	0,06	0,00	1,00				
DBO	<b>0,23</b>	-0,14	0,00	0,10	-0,21	0,12	1,00			
Nitrato	-0,10	0,12	0,05	<b>0,26</b>	0,07	-0,03	0,04	1,00		
Fósforo total	-0,10	-0,10	-0,08	<b>0,29</b>	-0,07	-0,08	0,14	0,20	1,00	
<i>E. coli</i>	<b>0,22</b>	-0,02	-0,15	-0,14	<b>-0,28</b>	0,10	0,10	0,08	0,09	1,00

Nota: Os valores em negrito são estatisticamente significativos para  $p < 0,05$ .

Para a contagem de células de *Escherichia coli* (Figura 3B), entre as campanhas realizadas os valores mais altos foram observados no período chuvoso, com máxima de 1.380 NMP 100 mL<sup>-1</sup>. Células de *E. coli* foram registradas em 98,8% das amostras analisadas, mas somente em P2, P3 e P5 apresentaram amostras com valores maiores do que o limite de 1000 NMP 100 mL<sup>-1</sup>, recomendado pela legislação para rios Classe 2, que estão representados pelos *outliers* na Figura 4B. Os resultados da determinação de *E. coli* exibiu um comportamento semelhante às concentrações de DBO, apresentando valores elevados de contagem de

*E. coli* nos pontos localizados em área urbana e coincidindo com período chuvoso. Em P2, o valor de *E. coli* ultrapassou o limite permissível no mês de março, enquanto que em P3 ultrapassou nos meses de março e julho e em P5 nos meses de março e setembro. Esses resultados sugerem contribuições distintas de *E. coli*. Os valores elevados nos meses de março (em P5) e julho (em P3) não estão relacionados com a precipitação pluviométrica. Acredita-se que tal fato se deve às fontes pontuais de lançamento de esgotos sanitários. Conforme a análise de variância, a variável *E. coli* apresentou diferenças estatísticas significativas entre os dois períodos estudados ( $H=10,442$  e  $p=0,001$ ) e também apresentou diferenças estatísticas significativas entre os pontos monitorados ( $H=21,064$  e  $p=0,002$ ). Resultado semelhante foi encontrado por Souza e Gastaldini (2014) ao estudar a qualidade da água da bacia hidrográfica do rio Vacaraí-Mirim no Rio Grande do Sul e por Menezes et al. (2016) estudando a relação entre o uso e ocupação do solo com a qualidade da água na bacia hidrográfica do Ribeirão Vermelho em Minas Gerais, onde obtiveram maiores valores da variável *E. coli* nas estações de coleta com influência da urbanização. Na análise de correlação de Spearman (Tabela 3) a variável *E. coli*, apresentou correlação significativa positiva com a temperatura ( $\rho=0,22$ ) e correlação negativa com a variável sólidos totais ( $\rho=-0,28$ ).

A turbidez (Figura 3C) apresentou mediana de 7,9 e 75 UNT no período seco e chuvoso, respectivamente. Em relação ao intervalo interquartil o período chuvoso apresentou maior variação (103,5 UNT) em relação ao período seco (57,7 UNT). Os pontos P1 e P7 foram os que apresentaram os maiores valores para turbidez, com 83% e 42% das amostras com valores acima do limite permitido de 100 UNT, conforme Resolução CONAMA nº 357/2005 (Figura 4C). Houve diferença estatística significativa entre os períodos seco e chuvoso ( $H=4,887$  e  $p=0,027$ ) e diferença extremamente significativa entre os pontos analisados ( $H=61,559$  e  $p<0,0001$ ). Foi possível observar em campo que P1 e P7 possuem características semelhantes quanto à geologia, como também apresentaram áreas desprovidas de vegetação nativa, explicando a semelhança no comportamento da turbidez durante o período monitorado. Os valores elevados de turbidez nesses pontos indicam processo de erosão, cuja origem está relacionada ao manejo inadequado do solo pela atividade agropecuária, aliada à ausência de vegetação nas margens dos cursos d'água. Haddad e Magalhães (2010) apontaram diferenças espaciais em relação à concentração da turbidez, mostrando como áreas críticas aquelas desprovidas de vegetação ripária, e que contribuem para valores elevados de turbidez. A variável turbidez correlacionou-se negativamente com a variável condutividade elétrica ( $\rho=-0,45$ ) e positivamente com fósforo total ( $\rho=0,29$ ) e nitrato ( $\rho=0,26$ ).

O pH (Figura 3D) apresentou mediana de 7,0 e 6,9 no período seco e chuvoso, respectivamente, com máxima de 7,2 no período seco e mínimo de 6,8 no período chuvoso. Damasceno et al. (2015) no estudo sobre a avaliação sazonal da qualidade da água no rio Amazonas, no Amapá, também observou que no período chuvoso apresentou águas

mais ácidas quando comparado ao período seco, podendo estar associada ao aumento do teor de ácidos orgânicos. O pH em todos os pontos monitorados apresentou valores dentro do intervalo de 6 a 9, conforme descrito na legislação ambiental para rios de Classe 2 (Figura 4D). Valores semelhantes foram observados por Passig et al. (2015) ao estudar a qualidade da água da bacia hidrográfica do rio Mourão no Paraná. A análise estatística apresentou diferença significativa entre os períodos avaliados ( $H=5,184$  e  $p=0,023$ ), mas não apresentou diferença entre os pontos monitorados. A análise de correlação (Tabela 3) apontou uma correlação significativa positiva do pH com sólidos totais ( $\rho=0,31$ ) e temperatura ( $\rho=0,23$ ).

A condutividade elétrica (Figura 3E) apresentou mediana  $132,2 \mu\text{S cm}^{-1}$  e  $80,4 \mu\text{S cm}^{-1}$  no período seco e chuvoso, respectivamente. Em relação ao intervalo interquartil, o período seco apresentou variação um pouco maior ( $73 \mu\text{S cm}^{-1}$ ) que o período chuvoso ( $40,6 \mu\text{S cm}^{-1}$ ), mas o teste de Kruskal-Wallis afirma que não houve diferença estatística significativa para essa variável em relação aos dois períodos avaliados ( $H=3,249$  e  $p=0,071$ ). Já entre os pontos a análise de variância apresentou uma diferença estatística significativa ( $H=51,096$  e  $p<0,0001$ ). Observou-se valores elevados da condutividade elétrica em P4, P5, P6 e P7 (Figura 4E), apresentando as seguintes medianas, respectivamente:  $194,8 \mu\text{S cm}^{-1}$ ,  $147,6 \mu\text{S cm}^{-1}$ ,  $111,5 \mu\text{S cm}^{-1}$  e  $99,7 \mu\text{S cm}^{-1}$ . Os valores elevados para a condutividade elétrica são provavelmente devido às contribuições distintas. As áreas urbanas onde há lançamento de efluentes domésticos sem tratamento, contribuem para o aumento da condutividade elétrica, tal qual a situação observada em P5, que está localizado na cidade de Piracuruca. Resultado semelhante foi observado por Girardi et al. (2016) ao estudar a qualidade da água da bacia hidrográfica do rio Cubatão do Sul em Santa Catarina e por Mateus et al. (2015) estudando a qualidade da água do rio Uberaba em Minas Gerais. Os valores elevados para condutividade elétrica em P7 situado em área rural com grande atividade de rizicultura, pode ser atribuído devido ao transporte de compostos iônicos utilizados na agricultura, tais como potássio, fósforo e nitrogênio. Viswanathan et al. (2015) estudando a sazonalidade da qualidade da água do rio Thur na Suíça, encontraram os maiores valores de condutividade elétrica no período seco, dando o motivo o solo rico em solutos acumulado e capturado durante as precipitações recorrentes do período chuvoso. Os valores elevados de condutividade elétrica em P4 e P6, localizados em áreas rurais, também podem estar relacionados com as características naturais da bacia hidrográfica do rio Longá. O intemperismo das rochas pode contribuir para tal fenômeno. Esteves (2011) descreve que em regiões tropicais, os valores de condutividade nos ambientes aquáticos estão mais relacionados com as características geoquímicas e com as condições climáticas da região onde se localizam. A condutividade elétrica (Tabela 3) correlacionou-se negativamente com as variáveis turbidez ( $\rho=-0,45$ ) e temperatura ( $\rho=-0,34$ ).



A concentração do íon nitrato apresentou um aumento em seu limite superior, de  $0,191 \text{ mg L}^{-1}$  para  $0,273 \text{ mg L}^{-1}$  e medianas de  $0,72 \text{ mg L}^{-1}$  para  $0,93 \text{ mg L}^{-1}$ , o primeiro e terceiro quartil, no período chuvoso (Figura 3F). Apesar do período chuvoso apresentar valores mais elevados, não houve diferença estatística significativa entre os dois períodos analisados ( $H=3,571$  e  $p=0,059$ ) e nem entre os pontos monitorados ( $H=8,170$  e  $p=0,226$ ). Em todas as amostras recolhidas os resultados foram inferiores a  $10 \text{ mg L}^{-1}$ , valor definido na Resolução CONAMA 357/2005 para rios de classe 2, estando a bacia hidrográfica do rio Longá em conformidade com a dita legislação (Figura 4F).

A Figura 3G ilustra a variação da temperatura da água nos pontos de amostragem durante os períodos seco e chuvoso, os valores mínimo e máximo, mediana e quartis inferior e superior das amostras. A análise de variância indicou que não houve diferença estatística significativa ( $H=0,378$  e  $p=0,539$ ) entre os períodos, oscilando no período seco com máxima de  $32,4^{\circ}\text{C}$  e no período chuvoso na faixa de  $32,2^{\circ}\text{C}$  (Figura 4G).

Os sólidos totais (Figura 3H) apresentaram medianas de  $275,6 \text{ mg L}^{-1}$  e  $228,0 \text{ mg L}^{-1}$  nos períodos seco e chuvoso, respectivamente. Portanto, não houve diferença estatística significativa entre os períodos ( $H=0,659$  e  $p=0,417$ ) e nem entre os pontos monitorados ( $H=11,653$  e  $p=0,070$ ). As maiores produções de sedimentos foram observadas nas estações de coleta com características rurais que são P1, P4 e P7, apresentando os maiores valores de medianas,  $310 \text{ mg L}^{-1}$ ,  $340 \text{ mg L}^{-1}$  e  $240 \text{ mg L}^{-1}$ , respectivamente (Figura 4H). Acredita-se que seja devido às práticas agrícolas caracterizadas pelo plantio próximo ao leito do rio, bem como, criação de animais com desmatamento da vegetação nativa, práticas que aumentam o risco de erosão e a perda de solo. Já o ponto P3 foi o que apresentou o maior valor observado para essa variável, apresentando concentração máxima de  $860 \text{ mg L}^{-1}$  no mês de janeiro. Essa estação de coleta está localizada na zona urbana no município de Esperantina. Característica semelhante foi observado por Menezes et al. (2016) estudando a relação entre os padrões de uso e ocupação do solo e a qualidade da água na bacia hidrográfica do Ribeirão Vermelho em Minas Gerais, onde observaram que os maiores valores de sólidos na água (sólidos totais e turbidez) são em seções com forte ocupação agrícola e urbana. Observou-se que 14,3% das amostras coletadas apresentaram valores acima do limite permitido estabelecida pela Resolução CONAMA nº 357/2005 de  $500 \text{ mg L}^{-1}$ , sendo P1 e P3 os que apresentaram maior frequência em desacordo, 25% cada e apenas P2 não apresentou amostras fora dos padrões estabelecidos.

Para o oxigênio dissolvido (Figura 3I) foi observado que os períodos seco e chuvoso apresentaram medianas de  $7,9 \text{ mg L}^{-1}$  e  $8,0 \text{ mg L}^{-1}$ , respectivamente. Não houve diferenças estatísticas significativas entre os períodos ( $H=0,059$  e  $p=0,808$ ) e entre os pontos ( $H=8,435$  e  $p=0,208$ ) para essa variável. A mediana, em todos os pontos monitorados, esteve acima do limite exigido pela legislação ambiental (CONAMA, 2005) para rios classe 2 ( $5 \text{ mg L}^{-1}$ ), embora 7,1% das amostras apresentaram valores

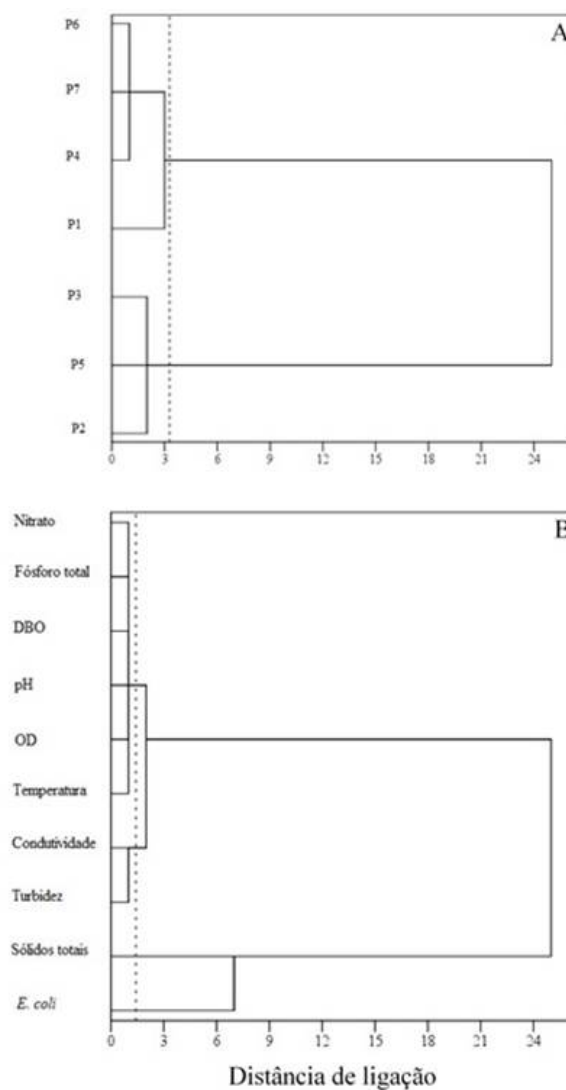
inferiores. Os menores valores de OD foram observados em áreas urbanas (P2, P3 e P5), que apresentaram  $4,7 \text{ mg L}^{-1}$ ,  $4,3 \text{ mg L}^{-1}$  e  $3,8 \text{ mg L}^{-1}$ , respectivamente (Figura 4I).

Com relação aos resultados observados em períodos distintos, o fósforo total (Figura 3J), expressou medianas  $0,027 \text{ mg L}^{-1}$  e  $0,022 \text{ mg L}^{-1}$  nos períodos seco e chuvoso, respectivamente. Apesar do intervalo interquartil no período chuvoso apresentar maior variação ( $0,48 \text{ mg L}^{-1}$ ) em relação ao período seco ( $0,39 \text{ mg L}^{-1}$ ), essa variável não apresentou diferença estatística significativa entre os dois períodos ( $H=0,904$  e  $p=0,342$ ), mas apresentou diferença significativa entre os pontos monitorados ( $H=13,111$  e  $p=0,041$ ). Considerando que a maior concentração de fósforo coincidiu com o período chuvoso (fonte difusa), possivelmente sua origem pode ser da lixiviação do solo pelas águas das chuvas. Apenas P1 apresentou mediana acima do limite exigido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 de  $0,030 \text{ mg L}^{-1}$ . Os maiores valores não *outliers* foram observados em P1 e P7, que apresentaram  $0,077 \text{ mg L}^{-1}$  e  $0,070 \text{ mg L}^{-1}$ , respectivamente (Figura 4J).

### 3.2. Análises estatísticas multivariadas

Com o intuito de avaliar a tendência espacial, foi realizada a análise multivariada de agrupamento com os dados de qualidade de água. O procedimento de agrupamento gerou dois grupos distintos, com características semelhantes quanto ao uso e ocupação do solo (Figura 5A). O Grupo 1 correspondente à área rural e caracterizado pelas seções contendo os pontos P1, P4, P6 e P7 e o Grupo 2 correspondente às áreas urbanas e caracterizado pelas seções contendo os pontos P2, P3 e P5. Em relação às variáveis, o procedimento de agrupamento gerou quatro grupos distintos com características semelhantes em relação aos tipos de contaminação (Figura 5B). O Grupo 1 correspondente à *E. coli*, indicativo de contaminação por meio de despejos de efluentes domésticos *in natura*; o Grupo 2 correspondente aos sólidos totais; o Grupo 3 correspondente à condutividade elétrica e turbidez, indicativo de poluição difusa por material oriundo de áreas agrícolas e urbanas e o Grupo 4 correspondente às variáveis nitrato, fósforo total, DBO, pH, OD e temperatura.

No teste de esfericidade de Bartlett ( $p < 0,005$ ) foi possível descartar a hipótese nula, verificando a existência de correlações significativas entre as variáveis. Para o índice de adequação da amostra (KMO) o resultado encontrado foi de 0,507, o que permite a aplicação da análise fatorial.



**Figura 5.**

Dendrograma do agrupamento das seções monitoradas (A) e das variáveis analisadas (B).

A ACP realizada para as dez variáveis revelou a existência de quatro componentes principais (CP), sendo que a variância acumulada foi de 58,64% para os dados de qualidade da água. A Tabela 4 apresenta a matriz rotacionada de pesos fatoriais que indica a contribuição que cada variável possui na componente principal.

**Tabela 4.**  
Cargas fatoriais com rotação das variáveis para os CP encontrados.

Parâmetros	Componente Principal			
	1	2	3	4
Condutividade	<b>-0,80</b>	0,01	0,02	0,21
Turbidez	<b>0,60</b>	0,00	-0,21	<b>0,47</b>
DBO	0,00	<b>0,81</b>	0,06	0,05
<i>E. coli</i>	0,02	<b>0,50</b>	-0,04	-0,16
Temperatura	0,36	0,15	<b>0,55</b>	-0,18
pH	-0,08	-0,27	<b>0,49</b>	0,10
Fósforo total	0,08	0,05	<b>-0,38</b>	0,08
OD	-0,02	0,10	0,20	0,05
Sólidos totais	0,06	-0,25	0,28	<b>0,38</b>
Nitrato	-0,07	-0,02	-0,03	<b>0,30</b>
Autovalor	1,74	1,53	1,48	1,12
% Variância explicada	17,37	15,28	14,83	11,16
% Variância acumulada	17,37	32,65	47,48	58,64

Nota: Método de rotação de variáveis VARIMAX com normalização de Kaiser.

A CP1 explicou 17,37% da variância total dos dados e teve como variável mais expressiva a condutividade elétrica cujo autovalor foi de -0,800 (Tabela 4). A variável turbidez também desta componente apresentou resultado expressivo de 0,600 e foi a que apresentou maior número de correlações (Tabela 4). A CP1 demonstra uma relação inversa entre as variáveis condutividade e turbidez. Situações como essas já foram registradas em outros estudos, como o de Arruda et al. (2015) pesquisando sobre a qualidade da água do reservatório Foz do Areia - Paraná e, Maimuna e Victor (2012), em rios da Nigéria. Segundos os autores, essa relação inversa ocorreu tanto no período seco como no período chuvoso. Sendo a condutividade a medida indireta de íons dissolvidos na água e a turbidez podendo estar associada à ocorrência de poluentes não iônicos, como matéria orgânica. Além do indicativo de poluição difusa por material oriundo de áreas agrícolas e urbanas da bacia hidrográfica do rio Longá, acredita-se que houve contribuição de fatores ambientais, pois como já mencionado, a composição geológica da região de estudo pode ter influenciado nos valores elevados para a variável turbidez.

A CP2 correspondeu a 15,28% da variação total dos dados para a qualidade da água, formada pelas variáveis DBO e *E. coli*. Dentre todas as componentes, a DBO foi a que apresentou resultado mais expressivo,

com valor de 0,810. Esse resultado reforça a importância dessa variável, que é uma das mais utilizadas para indicação de qualidade da água (Rocha e Pereira, 2016). A associação dessas variáveis indica que as águas da bacia hidrográfica do rio Longá sofrem contaminação por meio de despejos de efluentes domésticos in natura. Considera-se justificada tal condição, pois não existe tratamento de esgoto nos municípios inseridos na bacia hidrográfica do rio Longá.

As demais CPs são formadas por variáveis menos expressivas, abaixo de 0,500 (exceto temperatura) e de modo geral, são resultados da pressão que as atividades antropogênicas exercem sobre os corpos hídricos. A CP3 explicou uma variação de 14,83% e as variáveis que a compõem são temperatura, pH e fósforo total, sendo o último apresentando uma correlação negativa. Acredita-se que a relação inversa entre os valores de pH e fósforo total seja devido à precipitação dos íons fosfatos presentes na água provocada pela elevação do pH. Esta componente está relacionada com fontes de poluição antrópicas causadas pelo uso de fertilizantes nas atividades agrícolas. A CP4 apresentou uma correlação positiva com sólidos totais e nitrato, correspondendo a uma variação de 11,16% nos dados (Tabela 4). As variáveis significativas na quarta componente podem ser indicativas de fonte de poluição agrícola oriunda do escoamento superficial de insumos como fertilizantes utilizados nos projetos de irrigação. A correlação entre sólidos totais e nitrato também foi observada por Voza et al. (2015) estudando a qualidade da água do rio Danúbio, Sérvia.

#### 4. CONCLUSÕES

Os corpos hídricos da bacia hidrográfica do rio Longá apresentaram qualidade satisfatória segundo os padrões estabelecidos pela legislação ambiental para rios de classe 2, sendo observadas uma variabilidade sazonal e espacial. A não conformidade das variáveis DBO e *E. coli* referentes aos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 foi devido principalmente à poluição difusa observada no período chuvoso. A análise estatística multivariada indicou o agrupamento das variáveis conforme o uso e ocupação do solo. A análise de componentes principais identificou as variáveis condutividade elétrica, *E. coli*, DBO e turbidez como sendo as mais significativas na variabilidade da qualidade da água do rio Longá.

#### 5. REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS - ANA (Brasil). Sistema de monitoramento hidrológico. 2015. Disponível em: <http://mapas-hidro.ana.gov.br/Usuario/DadoPesquisar.aspx>. Acesso em: 03 mar. 2016.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION - AWWA; WATER ENVIRONMENT FEDERATION - WEF. Standard Methods for the

- Examination of Water and Wastewater. 21th Edition. Washington D. C., 2005.
- ARRUDA, N. M. B.; RIZZI, N. E.; MIRANDA, T. L. G. Análise multivariada na avaliação da qualidade de água do reservatório de Foz do Areia, estado do Paraná. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 37, p. 26-37, 2015.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente - MMA. Zoneamento Ecológico-Econômico do baixo rio Parnaíba: subsídios técnicos, relatório final. Brasília, 2002. 92p.
- CARVALHO, K. Q.; LIMA, S. B.; PASSIG, F. H.; GUSMÃO, L. K.; SOUZA, D. C.; KREUTZ, C. et al. Influence of urban area on the water quality of the Campo river basin, Paraná state, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 75, n. 4, p. 96-106, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.00413supl>
- CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005: dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. *Diário oficial [da] União*, Brasília, n. 53, 18 mar. 2005, p. 58-63.
- CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C.; LAMPARELLI, M. C.; MENEGON JR, N. Resolução CONAMA 357/2005: análise espacial e temporal de não conformidades em rios e reservatórios do estado de São Paulo de acordo com seus enquadramentos (2005-2009). *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 18, n. 2, p. 159-168, 2013.
- DAMASCENO, M. C. S.; RIBEIRO, H. M. C.; TAKIYAMA, L. R.; PAULA, M. T. Avaliação sazonal da qualidade das águas superficiais do rio Amazonas na orla da cidade de Macapá, Amapá, Brasil. *Revista Ambiente & Água*, v. 10, n. 3, p. 598-613. 2015. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-aqua.1606>
- ESTEVES, F. A. Fundamentos de Limnologia. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826p.
- GIRARDI, R.; PINHEIRO, A.; TORRES, E.; KAUFMANN, V.; GARBOSSA, L. H. P. Evolution of physicochemical species concentration in stream based on heavy rainfall event data obtained for high-frequency monitoring. *Brazilian Journal of Water Resources*, 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/2318-0331.011616055>
- HADDAD, E. A.; MAGALHÃES JR., A. P. Influência antrópica na qualidade da água da bacia hidrográfica do rio São Miguel, carste do alto São Francisco, Minas Gerais. *Geosul*, v. 25, n. 49, p. 79-102. 2010. <http://dx.doi.org/10.5007/2177-5230.2010v25n49p79>
- HAIR JUNIOR, J. F.; BLAC, W. C.; BABIN, B. J.; ANDERSON, R. E.; TATHAM, R. L. Análise multivariada de dados. 6. ed. Porto Alegre: Bookman, 2009. 688p.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. Censo demográfico 2010. Brasília, 2010.
- INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA - INMET. Banco de dados meteorológicos para ensino e pesquisa - BDMEP. 2015. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>. Acesso em: 03 mar. 2016.



- KAISER, H. F. The varimax criterion for analytic rotation in factor analysis. *Psychometrika*, v. 23, p. 187-200, 1958. <https://doi.org/10.1007/BF02289233>
- KALSCHEUR, K. N.; PENSKAR, R. R.; DALEY, A. D.; PECHAUER, S. M.; KELLY, J. J.; PETERSON, C. G. et al. Effects of anthropogenic inputs on the organic quality of urbanized streams. *Water Research*, v. 46, p. 2515-2524, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.01.043>
- MAIMUNA, W.; VICTOR, O. O. Prediction of some water quality indices in river Yobe - Nigeria, through annual projections. *Frontiers in Science*, v. 2, n. 4, p. 58-61, 2012. <http://doi.org/10.5923/j.fs.20120204.02>
- MATEUS, M. V.; GONÇALVES, J. C. S. I.; LOPES JR., G. B.; OKURA, M. H. Análise de incerteza e modelagem de qualidade da água do rio Uberaba, Minas Gerais. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 37, p. 1-15, 2015. <http://dx.doi.org/10.5327/Z2176-947820159914>
- MENEZES, J. P. C.; BITTENCOURT, R. P.; FARIAS, M. S.; BELLO, I. P.; FIA, R.; OLIVEIRA, L. F. C. Relação entre padrões de uso e ocupação do solo e qualidade da água em uma bacia hidrográfica urbana. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 21, n. 3, p. 519-534, 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522016145405>
- PASSIG, F. H.; LIMA, S. B.; CARVALHO, K. Q.; HALMEMAN, M. C. R.; SOUZA, P. C.; GUSMÃO, L. K. Monitoring of urban and rural basins: water quality of Mourão basin. *Brazilian Journal of Biology*, v. 75, n. 4, p. 158-164, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.01213suppl>
- PIAUÍ. Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos - SEMAR. Plano Estadual de Recursos Hídricos do Piauí - Relatório Síntese. Terezina, 2010. 179 p.
- POMPÊO, C. A.; RIGOTTI, J. A.; FREITAS FILHO, M. D. Urban stream condition Assessment. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON URBAN DRAINAGE, 12., 10-15 set. 2011, Porto Alegre. Anais... Disponível em: <https://web.sbe.hw.ac.uk/staffprofiles/bdgsa/temp/12th%20ICUD/PDF/PAP005432.pdf>. Acesso em: 03 mar. 2016.
- ROCHA, C. H. B.; PEREIRA, A. M. Análise multivariada para seleção de parâmetros de monitoramento em manancial de Juiz de Fora, Minas Gerais. *Revista Ambiente & Água*, v. 11, n. 1, p. 176-187, 2016. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1590>
- SOUSA, A. R. P.; ARAÚJO, J. L. L. O rio Longá e o povoamento do norte do Piauí. *História Revista*, v. 14, n. 2, p. 1-16, 2009.
- SOUZA, M. M.; GASTALDINI, M. C. C. Avaliação da qualidade da água em bacias hidrográficas com diferentes impactos antrópicos. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 19, n. 3, p. 263-274, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522014019000001097>
- VISWANATHAN, V. C.; MOLSON, J.; SCHIRMER, M. Does river restoration affect diurnal and seasonal changes to surface water quality? A study along the Thur River, Switzerland. *Science of the Total Environment*, n. 532, p. 91-102, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.05.121>
- VOZA, D.; VUKOVIC, M.; TAKIC, L.; NICOLIC, D.; MLADENOVIC-RANISAVLJEVIC, I. Application of multivariate statistical techniques in the water quality assessment of Danube river, Serbia. *Archives of*

Environmental Protection, v. 41, n. 4, p. 96-103, 2015. <https://doi.org/10.1515/aep-2015-0044>

### **Autor notes**

\* Autor correspondente: Waneska Maria Vasconcelos Medeiros, e-mail: [wkvasconcelos@gmail.com](mailto:wkvasconcelos@gmail.com)