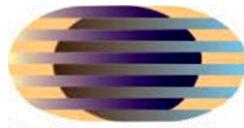




UNIVERSIDADE FEDERAL DO PIAUÍ
PRÓ-REITORIA DE ENSINO DE PÓS-GRADUAÇÃO
COORDENADORIA GERAL DE PÓS-GRADUAÇÃO
DOUTORADO EM DESENVOLVIMENTO E MEIO AMBIENTE (DDMA)
DA ASSOCIAÇÃO PLENA EM REDE DAS INSTITUIÇÕES



**Doutorado em Desenvolvimento
e Meio Ambiente**

**Associação Plena
em Rede**



UFPI

UFC

UFRN

UFPB

UFPE

UFS

UESC

RAFAEL DIEGO BARBOSA SOARES

SEGURANÇA HÍDRICA DOS RIOS PARNAÍBA E POTI, PIAUÍ - BRASIL

Teresina

(2019)

RAFAEL DIEGO BARBOSA SOARES

SEGURANÇA HÍDRICA DOS RIOS PARNAÍBA E POTI, PIAUÍ - BRASIL

Tese apresentada ao Programa de Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Associação Plena em Rede das Instituições (UFPI, UFC, UFRN, UFPB, UFPE, UFS e UESC), como requisito para obtenção do título de Doutor.

Área de Concentração: Desenvolvimento e Meio Ambiente.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Ernando da Silva

Teresina
2019

FICHA CATALOGRÁFICA

Serviço de Processamento Técnico da Universidade Federal do Piauí

Biblioteca Setorial do CCN

S676s Soares, Rafael Diego Barbosa.
Segurança hídrica dos rios Paranába e Poti, Piauí -
Brasil / Rafael Diego Barbosa Soares – Teresina, 2019.
129f. il. color

Tese (Doutorado em Rede) – Universidade Federal do
Piauí, Centro de Ciências da Natureza, Programa de
Pósgraduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente -
PRODEMA, 2019.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Ernando da Silva.

1. Ecologia Aquática – Rios. 2. Segurança Hídrica. 3.
Cianobactérias. 4. Zona Urbana – Teresina - Piauí. I. Título.

CDD 577.64

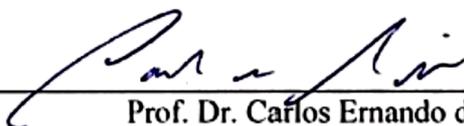
Bibliotecária: Caryne Maria da Silva Gomes – CRB / 1461

RAFAEL DIEGO BARBOSA SOARES

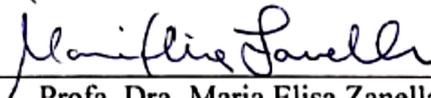
SEGURANÇA HÍDRICA DOS RIOS PARNAÍBA E POTI, PIAUÍ - BRASIL

Tese apresentada ao Programa de Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Associação Plena em Rede das Instituições (UFPI, UFC, UFRN, UFPB, UFPE, UFS e UESC), como requisito para obtenção do título de Doutor.

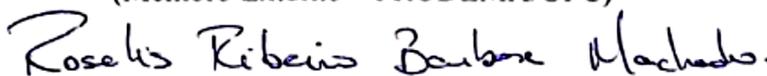
Aprovado em: 06/12/2019



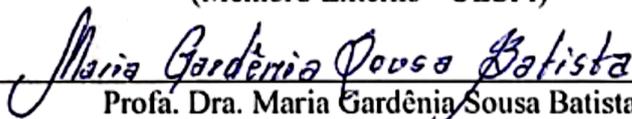
Prof. Dr. Carlos Ernando da Silva
(Orientador – PRODEMA/UFPI)



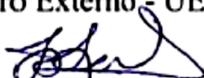
Profa. Dra. Maria Elisa Zanella
(Membro Externo – PRODEMA/UFC)



Profa. Dra. Roselis Ribeiro Barbosa Machado
(Membro Externo - UESPI)



Profa. Dra. Maria Gardênia Sousa Batista
(Membro Externo - UESPI)



Prof. Dr. João Batista Lopes
(Membro Interno – PRODEMA/UFPI)

Dedico este trabalho a todos os meus familiares, especialmente meus pais (José Maria Rodrigues Soares e Vânia Maria Barbosa Melo Soares), pelo apoio em todos os momentos dessa jornada.

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, a Jesus Cristo, por ter proporcionado essa conquista em minha vida;

Ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente (PRODEMA/UFPI), pela oportunidade de realização do trabalho em minha área de pesquisa;

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa de estudo concedida.

Ao meu orientador Prof^o. Dr. Carlos Ernando da Silva por ter dado todo o suporte e apoio no processo da pesquisa;

A todos os professores, em especial às coordenadoras Dra. Roseli Farias de Melo Barros e Dra. Wilza Gomes Reis Lopes pelo constante acompanhamento em todas as atividades;

Aos colegas da turma 2015-2019: José Edilson do Nascimento, Francisco de Tarso Ribeiro Caselli, José Rodrigues de Almeida Neto, José Alex da Silva Cunha, Célia Maria Santos da Silva, Ana Keuly Luz Bezerra, Elisângela Guimarães Moura Fé, Geovana Alves Rocha Vieira, Maria do Socorro Monteiro Carcará e Regina Ângela Mattaraia Delmonaco (*in memorian*).

Ao aluno de iniciação científica do Curso de Engenharia Civil da UFPI e amigo Ronne Wesley Lopes da Cruz;

A minha noiva Jeniffer Torquato por ser paciente, compreensiva e por ter me ajudado em todos os momentos.

Aos gestores entrevistados que forneceram dados valiosos sobre a atual situação do manancial;

A todos que de alguma forma contribuíram direta ou indiretamente com o meu sucesso;

RESUMO

Os recursos hídricos no Brasil são diretamente influenciados pela a ação humana nas grandes cidades, devido ao lançamento de cargas poluidoras acima de sua capacidade de assimilação, como ocorre em Teresina, que apresenta baixa taxa de esgotamento sanitário. Este estudo objetivou avaliar a segurança hídrica dos rios Poti e Parnaíba na cidade de Teresina-PI. A qualidade da água dos rios foi determinada, mensalmente, a partir de quatorze pontos de coleta no período de novembro de 2015 a novembro de 2017. A coleta dos organismos fitoplanctônicos e a quantificação da toxina microcistina-LR ocorreu em quatro pontos de forma bimestral. Interpretou-se os resultados frente ao Índice de Qualidade da Água (IQA), os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 e a Portaria de Consolidação nº 5/2017, considerando os aspectos de precipitação. Os resultados foram avaliados obedecendo o regime de precipitação (seco e chuvoso) da área. A percepção dos gestores foi investigada a partir de uma abordagem qualitativa, com o uso de entrevista semiestruturada, sendo analisada por meio da técnica Discurso do Sujeito Coletivo (DSC). Os resultados indicaram que a sazonalidade é um fator determinante para a qualidade da água dos rios Poti e Parnaíba, afetando diversas espécies fitoplanctônicas, distribuídas em cinco divisões, Bacillariophyta, Dinophyta, Cyanobacteria, Euglenophyta e Chlorophyta. As cianobactérias predominaram na estação seca e influenciaram na concentração da toxina microcistina-LR. No rio Poti, esta toxina está correlacionada diretamente com a densidade fitoplanctônica, fósforo total, temperatura, DBO_{5,20}, sólidos totais e às espécies *Microcystis* sp., *Nostoc* sp. encontradas no período seco. No rio Parnaíba, a temperatura favoreceu a proliferação das espécies *Thachelomona* sp₁ e *Cymbela* sp., que foram influenciadas principalmente pela variável DBO_{5,20}. De acordo com a Análise de Correlação Canônica (CCA), as cianobactérias influenciaram os altos valores de microcistina-LR, principalmente no ponto PA-6, localizado na Estação de Tratamento de Água (ETA-Norte), fato que pode gerar risco a saúde da população e aumento dos custos no tratamento da água. As percepções abordaram principalmente a importância do manancial e do rio Poti para o abastecimento, porém não houve uma relação direta com os resultados do monitoramento. O cenário identificado evidencia a necessidade de maior capacitação dos gestores na tomada de decisão para a garantia da segurança hídrica para que se evite a ocorrência de uma crise no abastecimento público.

Palavras-chave: cianobactérias, microcistinas, corpos hídricos, zona urbana.

ABSTRACT

Water resources in Brazil are directly influenced by human action in large cities, due to polluting loads release above their assimilation capacity, as in Teresina, which has a sanitary sewage low rate. This study aimed to evaluate the water security of Poti and Parnaíba rivers in the city of Teresina-PI. The water quality of rivers was determined, monthly, from fourteen collection points in the period from November 2015 to November 2017. The phytoplankton organism's collection and the microcystin-LR toxin quantification occurred at four points on a bimonthly basis. The results were interpreted in front of Water Quality Index (IQA), the limits established by CONAMA Resolution No. 357/2005 and Consolidation Ordinance No. 5/2017, considering the precipitation aspects. The results were evaluated according to area precipitation regime (dry and rainy). The managers' perception was investigated from a qualitative approach, using semi-structured interviews, being analyzed using the Collective Subject Discourse (CSD) technique. The results indicate that seasonality is a determining factor for Poti and Parnaíba rivers water quality, affecting several phytoplankton species, distributed in five divisions, Bacillariophyta, Dinophyta, Cyanobacteria, Euglenophyta and Chlorophyta. Cyanobacteria predominated in the dry season and influenced microcystin-LR toxin concentration. In Poti River, this toxin is directly correlated with phytoplankton density, total phosphorus, temperature, BOD_{5,20}, total solids and the species *Microcystis* sp., *Nostoc* sp. found in the dry period. In Parnaíba River, the temperature favored species proliferation *Thachelomona* sp1 and *Cymbela* sp., which were mainly influenced by the variable BOD_{5,20}. According to Canonical Correlation Analysis (CCA), cyanobacteria influenced microcystin-LR high values, mainly at point PA-6, located at the Water Treatment Station (WTS-North), a fact that can generate health risk population and increased water treatment costs. The perceptions mainly addressed the source importance and Poti River for supply, but there was no direct relationship with the monitoring results. The identified scenario highlights the need for greater training for managers in decision-making to guarantee water security in order to avoid occurrence crisis in public supply.

Keywords: cyanobacteria, microcystins, water bodies, urban area.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
2	OBJETIVOS	15
2.1	Objetivo Geral	15
2.2	Objetivos Específicos	15
3	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	16
3.1	Crise e Segurança Hídrica	16
3.2	Problemas da qualidade da água.....	22
3.3	Cianobactérias e a qualidade da água.....	26
3.4	A Bacia do rio Parnaíba e seus principais impactos.....	33
4	MATERIAL E MÉTODOS	43
4.1	Caracterização da área de estudo.....	43
4.2	Metodologia Experimental	48
4.2.1	Sazonalidade da Precipitação Pluviométrica.....	48
4.2.2	Análise físico-química e bacteriológica.....	48
4.2.3	Comunidade fitoplanctônica	50
4.2.4	Percepção dos gestores sobre a segurança hídrica do manancial	53
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	55
5.1	Sazonalidade da precipitação pluviométrica na cidade de Teresina-PI.....	55
5.2	Análise da qualidade da água dos rios Poti e Parnaíba	57
5.3	Comunidade fitoplanctônica dos rios Poti e Parnaíba.....	77
5.3.1	Cianobactérias e cianotoxinas	91
5.4	Percepção dos Gestores sobre a segurança hídrica do rio Parnaíba	95
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS	101
	REFERÊNCIAS	102
	APÊNDICES.....	114
	APÊNDICE A – Roteiro da entrevista realizada com gestores da área de saneamento em municípios que utilizam a água do rio Parnaíba como manancial	115
	APÊNDICE B – Termo de Consentimento Livre e Esclarecido (TCLE)	116
	APÊNDICE C – Fotografias do fitoplâncton dos rios Poti e Parnaíba.	118
	ANEXO.....	124

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização da área de estudo	44
Figura 2 - Locais de coleta no rio Parnaíba. PA-0. Atlântic City Náutico; PA-1. ETA Distrito Industrial.; PA-2. Ponte Eng. Antônio Noronha (Ponte Nova); PA-3. Ponte José Sarney (Ponte da Amizade); PA-4. Ponte João Luís Ferreira (Ponte Metálica); PA-5. Avenida Boa Esperança; PA-6. ETA Santa Maria da Codipi.....	46
Figura 3 - Locais de Coleta no rio Poti. PT-0. Usina Santana; PT-1. Curva São Paulo; PT-2. Ponte Presidente Tancredo Neves; PT-3. Ponte Wall Ferraz; PT-4. Ponte Juscelino Kubitschek; PT-5. Ponte Ministro Petrônio Portella; PT-6. Ponte Mariano Castelo Branco.	47
Figura 4 – Variação da precipitação mensal nos anos de 2015 a 2017 e a média histórica mensal (1914 – 2017).	55
Figura 5 - Variação da precipitação no mês de dezembro entre os anos de 1914 a 2017 e a média histórica mensal.	56
Figura 6 - Variação da precipitação no mês de maio entre anos de 1914 a 2017 e a média histórica mensal.	57
Figura 7 - Principais táxons encontrados no rio Poti, (A) Anabaena sp; (B) Scenedesmus sp. nos nos períodos de nov/15 a nov/17 (período seco e chuvoso) nos pontos PT-0 e PT-5.....	79
Figura 8 - Análise de Correspondência Canônica - CCA (rio Poti) nos períodos de nov/15 a nov/17 (período seco e chuvoso) nos pontos PT-0 e PT-5.	83
Figura 9 - Principais táxons encontrados no rio Parnaíba, (A) Pinnularia sp.; (B) Anabaena sp.; (C) Euglena sp.; (D) Phacus sp.; (E) Oscillatoria sp.; (F) Nitzschia sp nos períodos de nov/15 a nov/17 (período seco e chuvoso) nos pontos PA-0 e PA-6.....	86
Figura 10 - Análise de correspondência canônica (CCA) rio Parnaíba nos períodos de nov/15 a nov/17 (período seco e chuvoso) nos pontos PA-0 e PA-6.	89
Figura 11 - Concentração de microcistina no rio Poti nos períodos de nov/15 a nov/17 (período seco e chuvoso) nos pontos PT-0 e PT-5.	92
Figura 12 - Concentração de microcistina no rio Parnaíba nos períodos de nov/15 a nov/17 (período seco e chuvoso) nos pontos PA-0 e PA-6.....	92

Figura 13 - Variação da concentração de microcistina no rio Poti: período seco (A) e chuvoso (B) nos períodos de nov/15 a nov/17 (período seco e chuvoso) nos pontos PT-0 e PT-5..... 93

Figura 14 - Concentração de microcistina no rio Parnaíba: Período seco (A) e chuvoso (B). nos períodos de nov/15 a nov/17 (período seco e chuvoso) nos pontos PA-0 e PA-6. ..93

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Distribuição da superfície de drenagem da Região Hidrográfica do rio Parnaíba entre os Estados	34
Quadro 2 – Quantidade de municípios em cada Estado inseridos na Região Hidrográfica do Parnaíba	34
Quadro 3 – Divisão utilizada pelo PNRH para Região Hidrográfica do Parnaíba.....	35
Quadro 4 - Distribuição de ideias centrais para usos múltiplos da água do rio Parnaíba.....	96
Quadro 5 - Distribuição de ideias centrais para qualidade da água do rio Parnaíba	97
Quadro 6 - Distribuição de ideias centrais fatores que afetam a qualidade da água do rio Parnaíba	97
Quadro 7 - Distribuição de ideias centrais sobre a possibilidade de o rio Parnaíba vir a secar ou desaparecer.	98
Quadro 8 - Distribuição de ideias centrais para planejamento e desenvolvimento de ações para a segurança hídrica do rio Parnaíba	99

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Pontos de coleta das variáveis físico-química e biológicas nos rios Poti e Parnaíba, de novembro de 2015 a novembro de 2017.	45
Tabela 2 - Metodologia da determinação das variáveis de qualidade da água.	49
Tabela 3 – Valores médios dos parâmetros de qualidade da água nos rios Poti e Parnaíba no período seco (junho a dezembro) de acordo com os pontos de coleta e período de estudo (novembro de 2015 a novembro de 2017).	59
Tabela 4 - Valores médios dos parâmetros de qualidade da água nos rios Poti e Parnaíba no período chuvoso (janeiro a maio) de acordo com os pontos de coleta e período de estudo (novembro de 2015 a novembro de 2017).	60
Tabela 5 - Resultados do parâmetro E. coli nos sete pontos amostrais, sazonalmente, no rio Poti (novembro de 2015 a novembro de 2017).	61
Tabela 6 - Resultados do parâmetro E. coli nos sete pontos amostrais, sazonalmente, no rio Parnaíba (novembro de 2015 a novembro de 2017).	62
Tabela 7 - Resultados do parâmetro Oxigênio Dissolvido nos sete pontos amostrais, sazonalmente, no rio Poti (novembro de 2015 a novembro de 2017).	63
Tabela 8 - Resultados do parâmetro Oxigênio Dissolvido nos sete pontos amostrais, sazonalmente, no rio Parnaíba (novembro de 2015 a novembro de 2017).	63
Tabela 9 - Resultados do parâmetro Demanda Bioquímica de Oxigênio nos sete pontos amostrais, sazonalmente, no rio Poti.	64
Tabela 10 - Resultados do parâmetro Demanda Bioquímica de Oxigênio nos sete pontos amostrais, sazonalmente, no rio Parnaíba (novembro de 2015 a novembro de 2017).	65
Tabela 11 - Resultados do Parâmetro turbidez nos sete pontos amostrais, sazonalmente, no rio Poti (novembro de 2015 a novembro de 2017).	66
Tabela 12 - Resultados do Parâmetro turbidez nos sete pontos amostrais, sazonalmente, no rio Parnaíba (novembro de 2015 a novembro de 2017).	67
Tabela 13 - Resultados do parâmetro sólidos totais nos sete pontos amostrais, sazonalmente, no rio Poti (novembro de 2015 a novembro de 2017).	67
Tabela 14 - Resultados do parâmetro sólidos totais nos sete pontos amostrais, sazonalmente, no rio Parnaíba (novembro de 2015 a novembro de 2017).	68

Tabela 15 - Resultados do parâmetro condutividade elétrica nos sete pontos amostrais, sazonalmente, no rio Poti (novembro de 2015 a novembro de 2017).....	69
Tabela 16 - Resultados do parâmetro condutividade elétrica nos sete pontos amostrais, sazonalmente, no rio Parnaíba (novembro de 2015 a novembro de 2017).	69
Tabela 17 - Resultados do parâmetro fósforo total nos sete pontos amostrais, sazonalmente, no rio Poti (novembro de 2015 a novembro de 2017).....	70
Tabela 18 - Resultados do parâmetro fósforo total nos sete pontos amostrais, sazonalmente, no rio Parnaíba (novembro de 2015 a novembro de 2017).	71
Tabela 19 - Resultados do parâmetro nitrato nos sete pontos amostrais, sazonalmente, no rio Poti (novembro de 2015 a novembro de 2017).	71
Tabela 20 - Resultados do parâmetro nitrato nos sete pontos amostrais, sazonalmente, no rio Parnaíba (novembro de 2015 a novembro de 2017).....	72
Tabela 21 - Resultados do parâmetro pH nos sete pontos amostrais, sazonalmente, no rio Poti (novembro de 2015 a novembro de 2017).	72
Tabela 22 - Resultados do parâmetro pH nos sete pontos amostrais, sazonalmente, no rio Parnaíba (novembro de 2015 a novembro de 2017).....	73
Tabela 23 - Resultados do parâmetro temperatura nos sete pontos amostrais, sazonalmente, no rio Poti (novembro de 2015 a novembro de 2017).....	74
Tabela 24 - Resultados do parâmetro temperatura nos sete pontos amostrais, sazonalmente, no rio Parnaíba (novembro de 2015 a novembro de 2017).....	74
Tabela 25 - Resultados do Índice de Qualidade da Água (IQA) nos sete pontos amostrais, sazonalmente, no rio Poti (novembro de 2015 a novembro de 2017).....	75
Tabela 26 - Resultados do Índice de Qualidade da Água (IQA) nos sete pontos amostrais, sazonalmente, no rio Parnaíba (novembro de 2015 a novembro de 2017).	75
Tabela 27 - Correlação entre as variáveis limnológicas do rio Poti (novembro de 2015 a novembro de 2017).	76
Tabela 28 - Correlação entre as variáveis limnológicas - rio Parnaíba (novembro de 2015 a novembro de 2017).....	77
Tabela 29 - Composição taxonômica das espécies fitoplanctônicas do rio Poti nos períodos de nov./15 a nov./17 (período seco e chuvoso) nos pontos PT-0 e PT-5.....	78
Tabela 30 - Resultados do Índice de Diversidade de Shannon (H') no rio Poti nos períodos de nov/15 a nov/17 (período seco e chuvoso) nos pontos PT-0 e PT-5.....	80
Tabela 31 - Resultados do Índice de Riqueza de espécies no rio Poti nos períodos de nov/15 a nov/17 (período seco e chuvoso) nos pontos PT-0 e PT-5.	81

Tabela 32 - Resultados da Equitabilidade de espécies no rio Poti nos períodos de nov/15 a nov/17 (período seco e chuvoso) nos pontos PT-0 e PT-5.	81
Tabela 33 - Análise de componentes principais - rio Poti nos períodos de nov/15 a nov/17 (período seco e chuvoso) nos pontos PT-0 e PT-5.	82
Tabela 34 – Principais táxons que contribuíram para as diferenças médias entre a estação seca e chuvosa, conforme determinado pela análise SIMPER nos pontos PT-0 e PT-5.	83
Tabela 35 - Composição taxonômica do rio Parnaíba nos períodos de nov/15 a nov/17 (período seco e chuvoso) nos pontos PA-0 e PA-6.	84
Tabela 36 - Resultados do Índice de Diversidade de Shannon (H') no rio Parnaíba nos períodos de nov/15 a nov/17 (período seco e chuvoso) nos pontos PA-0 e PA-6.	86
Tabela 37 - Resultados da riqueza de espécies no rio Parnaíba nos períodos de nov/15 a nov/17 (período seco e chuvoso) nos pontos PA-0 e PA-6.	87
Tabela 38 - Resultados da Equitabilidade de espécies no rio Parnaíba.	87
Tabela 39 – Análise de componentes principais rio Parnaíba nos períodos de nov/15 a nov/17 (período seco e chuvoso) nos pontos PA-0 e PA-6.	88
Tabela 40 – Principais táxons que contribuíram para as diferenças médias entre a estação seca e chuvosa, conforme determinado pela análise SIMPER nos períodos de nov/15 a nov/17 (período seco e chuvoso) nos pontos PA-0 e PA-6.	90

LISTA DE SIGLAS

ACP – Análise de Componentes Principais

ANA – Agência Nacional de Águas

ANOVA – Análise de Variância

CNRH – Conselho Nacional de Recursos Hídricos

CODEVASF – Companhia de Desenvolvimento do Vale do São Francisco e do Parnaíba

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

DSC – Discurso do Sujeito Coletivo

ELISA – Ensaio de Imunoabsorção Enzimática

ETA – Estação de Tratamento de Água

FEM – Fórum Econômico Mundial

HPLC – Cromatografia Líquida de Alta Eficiência

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IQA – Índice de Qualidade da Água

LABFIL – Laboratório de Ficologia e Limnologia

MATOPIBA – Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia

MCT – Ministério da Ciência e Tecnologia

MI – Ministério da Integração Nacional

MMA – Organização Mundial de Saúde

MS – Ministério da Saúde

OMS – Organização Mundial de Saúde

ONU – Organização das Nações Unidas

PMT – Prefeitura Municipal de Teresina

PNRH – Plano Nacional de Recursos Hídricos

PNUMA – Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente

RIDE – Região Integrada de Desenvolvimento da grande Teresina

SDR – Superintendência de Desenvolvimento Rural

SDU – Superintendência de Desenvolvimento Urbano

UNESCO – Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura

VMPs – Valores Máximos Permitidos

1 INTRODUÇÃO

A água é um dos recursos mais abundantes e importantes para a vida humana, e para o desenvolvimento sustentável. No entanto, a preocupação com esse recurso só surgiu no final do século XIX e início do século XX, não bastando que as populações, apenas, a tenham disponível, sendo necessário um mínimo de qualidade, pois a saúde pública requer água potável e segura.

Os recursos hídricos são, diretamente, influenciados pela ação humana, podendo acarretar mudanças significativas em diversos organismos. Estas mudanças, geralmente, são agravadas em locais eutrofizados, isto é, com uma carga de nutrientes acima do que é característico do local, proveniente de despejos não tratados, fato que pode ser observado em grandes centros urbanos (BAPTISTA; ARAÚJO NETO, 2016).

No processo de eutrofização podem ser observadas florações de cianobactérias, que são capazes de liberar compostos, potencialmente, tóxicos na água, gerando dificuldades no tratamento, como afirma Pantelic *et al.* (2013), em estudo realizado na Sérvia e Chaffin *et al.* (2019), no lago Erie, no Canadá.

Para assegurar a qualidade da água tratada, é fundamental que seja realizado monitoramento adequado. Nesse sentido, a análise de quantificação do fitoplâncton e de suas toxinas deve ser realizada utilizando-se métodos apropriados e que gerem resultados confiáveis. Cabe ressaltar, que a análise qualitativa, também, deve ser confiável, pois dela depende a correta contagem dos organismos, atendendo ao padrão de potabilidade da Portaria de Consolidação nº 5 de 28/09/2017 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2017).

Nos últimos anos, o acelerado processo de urbanização ocorrido na cidade de Teresina, capital do Estado do Piauí, tem crescido acima da sua capacidade de atender às necessidades sociais de seus habitantes (OLIVEIRA; SILVA, 2014). O crescimento desordenado associado à pavimentação das ruas e a construção de edifícios, fez com que os esgotos passassem a correr pelos canais destinados às águas pluviais (MONTEIRO, 2004), chegando ao leito dos rios Poti e Parnaíba, fato que ressalta a necessidade de estudos de organismos aquáticos e da qualidade da água desses rios para melhor gerir os impactos do crescimento urbano no meio ambiente.

Até o presente momento, somente os estudos de Marçal e Silva (2017), Paranhos *et al.* (2013) e Câmara, Moura e Bittencourt-Oliveira (2002) foram realizados no rio Parnaíba, utilizando microrganismos como indicadores de poluição. Já no rio Poti, somente foram realizados os estudos de Câmara (2011), Morais e Silva (2012) e Pianti *et al.* (2016), utilizando microrganismos bioindicadores. No entanto, estes dados são insuficientes do ponto de vista

ambiental, tendo em vista que o crescimento urbano atual vem afetando diretamente os locais de captação de água para abastecimento público e há uma intensa proliferação de microalgas e cianobactérias ao longo dos rios Poti (CÂMARA, 2011). Diante disso, com este estudo pretende-se gerar informações sobre a distribuição espaço-temporal da comunidade fitoplanctônica encontrada nos rios, bem como sua relação com algumas variáveis ambientais, buscando-se subsidiar a implantação de políticas de gestão ambiental e ampliar o conhecimento ecológico e biológico necessário para evitar os efeitos de algumas espécies, potencialmente, tóxicas enfatizando a importância da análise do fitoplâncton para garantir a qualidade da água distribuída à população.

Neste contexto, investigações são necessárias para responder questionamentos sobre a distribuição da comunidade fitoplanctônica, a influência dos fatores abióticos, os tipos de cianotoxinas existentes nos locais de captação de água para abastecimento público, avaliando as seguintes hipóteses: (1) A comunidade fitoplanctônica apresenta variações espaço-temporais de distribuição nos locais de captação de água para o abastecimento público em Teresina, em função de oscilações dos fatores físico-químicos e heterogeneidade de habitats; (2) A água captada dos mananciais na cidade de Teresina é afetada pela alteração na comunidade fitoplanctônica, que vem sofrendo constante influência da ação antrópica, principalmente, pelo constante lançamento de efluentes ao longo do corpo hídrico na cidade de Teresina-PI; (3) A percepção do gestores sobre a segurança hídrica do manancial corresponde com os aspectos avaliados nos rios Poti e Parnaíba.

2 OBJETIVOS

A seguir serão apresentados o objetivo geral e os específicos, ao quais delineiam as etapas seguidas neste trabalho

2.1 Objetivo Geral

Analisar a segurança hídrica do rio Parnaíba e Poti para abastecimento público na cidade de Teresina-PI.

2.2 Objetivos Específicos

- Verificar a variação da precipitação pluviométrica durante o período de estudo na cidade de Teresina-PI;
- Estudar a qualidade das águas do rio Poti e Parnaíba frente aos requisitos estabelecidos pela Resolução n° 357/2005 do Conselho Nacional de Meio Ambiente;
- Determinar o Índice de Qualidade da Água (IQA – CETESB);
- Avaliar a comunidade fitoplanctônica e suas relações com parâmetros ambientais;
- Investigar a ocorrência de cianobactérias e da cianotoxina do tipo microcistina-LR;
- Identificar a percepção dos gestores responsáveis sobre aspectos relacionados à segurança hídrica do rio Parnaíba.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Neste capítulo, será apresentado o panorama da crise e segurança hídrica mundial e sua relação com a demanda e os impactos para o abastecimento, dando ênfase ao processo de eutrofização e suas consequências dentro do manancial de abastecimento público urbano na bacia do rio Parnaíba.

3.1 Crise e Segurança Hídrica

No mundo, cerca de 40% da população vivem em países em situação de estresse hídrico, sendo que as bacias hidrográficas mais povoadas do mundo são exploradas acima dos níveis considerados sustentáveis. Esta situação faz com que haja problema de escassez de água (JACOBI; EMPINOTTI; SCHMIDT, 2016).

Neste sentido, a situação é agravada, promovendo altos índices de desigualdade social e da falta de manejo sustentáveis dos recursos naturais. De acordo com números apresentados pela Organização das Nações Unidas (ONU), fica claro que o controle do uso da água significa deter o poder (JACOBI; EMPINOTTI; SCHMIDT, 2016). Assim, observamos que a economia mundial está cada vez mais integrada e a escassez de água pode cruzar fronteiras, podendo-se chegar a um cenário insustentável, necessitando da conscientização dos consumidores, iniciativas do setor privado, regulamentações governamentais e investimentos direcionados para avançar rumo ao uso sustentável da água (JACOBI; EMPINOTTI; SCHMIDT, 2016, JEPSON *et al.*, 2017).

O Fórum Econômico Mundial (FEM) listou a escassez de água como um dos três riscos sistêmicos globais mais preocupantes e foi baseada em ampla pesquisa global sobre a percepção do risco entre representantes de empresas, do mundo acadêmico, da sociedade civil, de governos e de organizações internacionais (HOEKSTRA, 2014).

A escassez de água pode provocar um reflexo direto no abastecimento da população e poderá aumentar devido à fatores, como crescimento populacional, demandas crescentes de derivados agropecuários e mudanças climáticas (HOEKSTRA, 2014, OLMSTEAD, 2010).

A variabilidade climática tem agravado o problema da escassez, principalmente, em períodos de estiagem, reduzindo a disponibilidade de água e aumentando a demanda devido a temperaturas mais elevadas e à necessidade de compensar a ausência de chuvas (ANA, 2017).

Um dos maiores desafios dos governos de países com problemas relacionados à escassez da água é a adoção de medidas urgentes para estabilizar a população e elevar a

produtividade hídrica, pois a diminuição da disponibilidade de água em pouco tempo se transformará em falta de alimentos, fato que pode ser observado no estudo de Li *et al.* (2017) na China. Nesse sentido, os governos não podem mais separar a política populacional do abastecimento de água.

De acordo com estimativas do Instituto Internacional de Pesquisas sobre Políticas Alimentares (IFPRI), até 2050 um total de 4,8 bilhões de pessoas estarão sofrendo os efeitos do estresse hídrico, com ênfase maior para problemas relacionados ao consumo humano. Esse cenário, caso seja positivo poderá afetar diversas safras agrícolas e a produção industrial, uma vez que a água está relacionada diretamente com o crescimento econômico (CONFALONIERI, 2010).

A diminuição da água no mundo é considerada pelos especialistas como um problema de governança muito mais do que disponibilidade do recurso, e um padrão de consumo mundial sustentável ainda está distante. Nas últimas décadas, o consumo de água cresceu duas vezes mais do que a população e a estimativa é de que a demanda cresça ainda 55% até 2050. Mantendo os atuais padrões de consumo, em 2030 o mundo enfrentará um déficit no abastecimento de água de 40% (UNESCO, 2015).

O relatório da ONU atribuiu vários fatores à possível falta de água, entre eles a intensa urbanização, as práticas agrícolas inadequadas e a poluição, que prejudica a oferta de água limpa no mundo. A organização estima que 20% dos aquíferos estejam explorados acima de sua capacidade, sendo eles responsáveis atualmente por fornecer água potável à metade da população mundial e representam 43% da água usada na irrigação (UNESCO, 2015).

Em muitos países pobres ou em desenvolvimento, a situação é mais dramática. No Brasil, as secas periódicas no Nordeste e as migrações que elas provocaram dão uma ideia do que pode acontecer no futuro em nível mundial (MARENGO *et al.*, 2015). Diversas tensões mundiais na Etiópia e no Sudão fizeram com que o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA) criasse mais uma classificação para refugiados (além dos de guerra e políticos), os ambientais (PEDROSA, 2017).

De acordo com Stavenhagen, Buurman e Tortajada (2018), locais mais urbanizados exigem mais esforços para reduzir o déficit crônico de abastecimento de água e esgotamento sanitário, sendo necessário planejamento para atender à demanda de água e sua administração dentro de uma perspectiva de sustentabilidade econômica, social e ambiental.

O grande desafio é fazer com que a comunidade internacional reconheça a escassez da água como uma poderosa, e crescente força de instabilidade social e política, e também atribua à crise hídrica prioridade, devido a agenda política internacional, colocando a gestão da

demanda em primeiro plano, o uso eficiente e a redução do desperdício da água pelos seus usuários, como afirma Brunner, Zappa, Stähli (2018), em estudo realizado na Suíça avaliando a escassez de água.

A gestão da demanda vai depender do desenvolvimento do país e do grau de escassez da água (BRUNNER, ZAPPA, e STÄHLI, 2018). A gestão da demanda, além de evitar desperdício e gerar ganhos econômicos, pode aumentar a utilização da água antes que ela seja perdida, reduzindo a poluição e viabilizando o aproveitamento de fontes inviáveis (UNESCO, 2015).

A falta de gestão do suprimento e da demanda pode fazer com que conflitos sobre o uso dos recursos hídricos escassos aumentem no futuro, seja dentro de um mesmo país, entre os usos doméstico, industrial e agrícola, ou entre países dentro de uma mesma bacia hidrográfica. Esses conflitos poderão ser amenizados sempre que a gestão da água utilizar a bacia hidrográfica como unidade de planejamento e sua distribuição ser acordada entre os próprios usuários (MCCRACKEN, 2018). Portanto, o estabelecimento de agências de bacias eficientes, com legislação adequada, mecanismos de cobrança pelo uso da água (baseados nos conceitos usuário-pagador e poluidor-pagador) e mecanismos apropriados de monitoramento e controle, são os maiores desafios para que se possa alcançar o desenvolvimento sustentável (PEDROSA, 2017).

A escassez de água será um sério desafio ao desenvolvimento no futuro, pois em muitas regiões a demanda de água para indústrias e abastecimento doméstico estará competindo cada vez mais com a demanda para produção agrícola (WINTER *et al.*, 2017). As análises globais preliminares confirmam que a escassez da água está afetando áreas cada vez mais extensas, particularmente na Ásia Ocidental e África. Esse fato pode ser observado no estudo de Kittikhoun e Staubli (2018) na região no Mekong, podendo resultar em sérios problemas de segurança regional, conflitos e migrações em larga escala. A gestão integrada da água no nível das bacias hidrográficas, a determinação adequada e seu custo são as principais medidas para aliviar esse problema.

A problemática da escassez pode cada vez mais agir como catalisador no conjunto de causas ligadas a qualquer conflito futuro e a questão mais importante do próximo século para muitos países poderá ser o controle dos recursos hídricos (KITTIKHOUN; STAUBLI, 2018).

Tem sido previsto que a crise do próximo século deverá ser a da água, principalmente pelo aumento do consumo e deterioração dos mananciais existentes que têm capacidade finita. Isso se deve, sobretudo, à contaminação dos mananciais urbanos pelo despejo

dos efluentes domésticos e industriais e de esgotos pluviais, como afirma Batista Mattos *et al.*, (2019) em estudo na cidade de Itabuna na Bahia.

Os mananciais urbanos são fontes disponíveis de água, nas quais a população pode ser abastecida em suas necessidades, devendo possuir quantidade e qualidade de água adequada ao seu uso. Com o desenvolvimento urbano pode haver maior chance de contaminar a rede de escoamento superficial, inviabilizando o manancial e exigindo novos projetos de captação de áreas mais distantes, não contaminadas, ou o uso de tratamento de água e esgoto mais intensivo, o que envolve custos maiores (ANA, 2018).

A contaminação das fontes de mananciais ocorre devido ao desenvolvimento urbano e rural por meio de esgotos domésticos e industriais. Nas águas superficiais, este problema ocorre devido à despejos de poluentes dos esgotos domésticos ou industriais, que geralmente estão agregados com lixo urbano ou ainda drenando áreas agrícolas tratadas com pesticidas ou outros compostos (TSABOULA *et al.*, 2018).

As atividades humanas levam os usos múltiplos dos recursos hídricos tais como suprimento para abastecimento público, irrigação, uso industrial, navegação, recreação e aquicultura. Embora essas atividades variem de acordo com a ocupação da bacia de drenagem e com a organização econômica e social da região, geram impactos e deterioração da qualidade da água e interferem na quantidade de água disponível (ANA, 2017). Como consequência desses impactos é comum a verificação de acelerados processos de eutrofização – enriquecimento artificial dos ecossistemas a partir, sobretudo, de descargas de esgotos domésticos e industriais dos centros urbanos e das regiões agricultáveis, (LE MOAL *et al.*, 2019).

Os usos múltiplos podem ser subdivididos em dois grupos, consuntivos e não consuntivos, o primeiro impõe a retirada de água para o abastecimento público, industrial, dessedentação de animais e irrigação. No segundo grupo, os usos não consuntivos, ou seja, em que não se observa a necessidade de retirar as águas das coleções hídricas onde se encontram: recreação e lazer, preservação da flora e fauna, geração de energia, transporte, diluição de despejos (ANA, 2013).

No que se refere ao abastecimento industrial, podem ocorrer vários efeitos ocasionados entre eles a limitação para o uso e dificuldades para manutenção e operação de caldeiras ocasionados pela alteração na qualidade da água como afirma Yuan *et al.* (2019), que examinaram os comportamentos de empresas em relação à poluição ao longo da bacia do Lago Taihu em resposta à crise da água.

Na indústria da pesca verifica-se que o lançamento de efluentes líquidos pode trazer efeitos diretos para os peixes, o desaparecimento de organismos aquáticos, afetando diretamente a economia local (BURKINA *et al.*, 2018).

No que se refere à agricultura e à pecuária, os efeitos estão associados à contaminação por produtos químicos que causam a morte de animais e a destruição de plantações, à depreciação de terras e, conseqüentemente, ao aumento das despesas com o tratamento da água utilizada para o abastecimento público (ZENI *et al.*, 2013).

O abastecimento público é considerado o uso mais nobre da água e sua utilização pelo homem pode ser feita de maneira individual ou coletiva que deve ser isenta de elementos patogênicos, tóxicos ou radioativos e de características que tornem a água repulsiva ao homem. Essas características que são afetadas, principalmente, pelo lançamento de efluentes líquidos, tratados ou não, nos corpos d'água que provoca alterações em suas características físicas, químicas e biológicas. Essas alterações poderão ser representativas para os usos a que as águas do corpo receptor se destinam, dependendo da intensidade da carga de poluentes lançadas (DERISIO, 2012).

O lançamento de esgotos domésticos em sistemas aquáticos é considerado como um dos maiores causadores da eutrofização no Brasil, principalmente os provenientes de esgotos produzidos em grandes áreas urbanas (BARRETO *et al.*, 2013). Isso se deve, principalmente, à ineficiência ou mesmo à inexistência de tratamento adequado no País, o qual resulta em elevado aporte de matéria orgânica e de nutrientes nos sistemas aquáticos.

O fenômeno da eutrofização que ocorre em águas é provocado pelo excesso de nutrientes como o nitrogênio, que causa a proliferação excessiva de algas que, quando entram em decomposição, fazem aumentar o número de microrganismos. Esse aumento faz com que ocorra a redução da zona eufótica, o surgimento de florações de cianobactérias, potencialmente, tóxicas, o crescimento excessivo de macrófitas aquáticas, a anoxia e a mortandade de peixe (MACEDO; SIPAÚBA-TAVARES, 2010; ESTEVES, 2011).

Além dos impactos resultantes do aumento da eutrofização em sistemas aquáticos, existe o fato de que o incremento das cargas de matéria orgânica pode promover aumento da produção e da emissão de gases do efeito estufa, reduzindo assim a segurança hídrica mundial (SEPULVEDA-JAUREGUI *et al.*, 2018).

O conceito de segurança hídrica pode variar conforme a análise desejada, podendo ser encontrada diferenças significativas. Nesta tese o conceito utilizado foi consolidado pela ONU (2014) definido como a capacidade da população ter acesso sustentável à água em quantidade e qualidade adequadas para a manutenção da vida e do bem-estar humano,

garantindo o desenvolvimento das atividades econômicas, proteção contra doenças de veiculação hídrica e desastres associadas à água, bem como a preservação dos ecossistemas.

A segurança hídrica é considerada o objetivo central da Política Nacional de Recursos Hídricos, se alinhando com a Agenda ONU 2030, cuja meta é erradicar a pobreza, proteger o planeta e garantir a paz e a prosperidade.

A agenda ONU 2030 contém 17 objetivos do desenvolvimento sustentável (ODS) com 169 metas. Os 17 objetivos são integrados e as ações para ampliar a segurança hídrica brasileira estão de acordo com a Agenda 2030, especialmente no objetivo 6, em que é preciso melhorar a qualidade da água, reduzir a poluição, eliminar despejo e minimizar a liberação de produtos químicos e materiais perigosos, reduzir à metade a proteção de águas residuais não tratadas, aumentar substancialmente a eficiência do uso da água em todos os setores e assegurar retiradas sustentáveis e o abastecimento de água doce para enfrentar a escassez, apoiar e fortalecer a participação das comunidades locais, para melhorar a gestão da água e do saneamento, reduzir substancialmente o número de pessoas que sofrem com a escassez de água, aumentar substancialmente a reciclagem e reutilização da água, entre outras.

Para a ampliação da segurança hídrica a longo prazo é preciso a compreensão da exposição e da sensibilidade de cada região a um determinado conjunto de impactos e a formulação de respostas na forma de políticas e investimento visando reduzir essas vulnerabilidades (WORLD BANK, 2011).

A segurança da água foi articulada pela primeira vez como um desafio político no Fórum Mundial da Água em 2000 na Declaração Ministerial das Nações Unidas de Haia sobre Segurança Hídrica no século XX e permaneceu na agenda de organizações internacionais desde então (Nações Unidas, 2000; Água das Nações Unidas, 2013; BAD, 2013). O Clima extremo e eventos naturais trouxeram a questão da segurança hídrica para grandes populações urbanas na primeira página e na agenda política nos níveis nacional e local (DIJK *et al.*, 2013; ROSENZWEIG; SOLECKI, 2014).

O risco hídrico e a questão da segurança da água, também se tornou um assunto na sala de reuniões e foi consistentemente citado no Fórum Econômico Mundial como risco crítico para as empresas e, em 2015, foi identificado como o risco provável de ter o maior impacto nas economias, ambientes e pessoas (FÓRUM ECONÔMICO MUNDIAL, 2015). Um segundo fenômeno global significativo foi a intensa urbanização que aumenta constantemente nas grandes cidades. Esta tendência deverá continuar e espera-se que 66% da população global viva nas cidades até 2050, em comparação com 54% em 2014 (DEPARTAMENTO DE ASSUNTOS ECONÔMICOS E SOCIAIS, 2014).

A relação entre urbanização e a segurança hídrica é multifacetada, mas a crescente concentração de pessoas em grandes cidades densamente povoadas provavelmente exacerbará a escassez de água, bem como a exposição a desastres relacionados à água (SRINIVASAN *et al.*, 2013; MEKONNEN; HOEKSTRA, 2016).

3.2 Problemas da qualidade da água

O intenso uso da água e o processo de poluição contribuem para agravar sua escassez e geram, como consequência, a necessidade crescente do acompanhamento das alterações na qualidade. A poluição das águas pode ser provocada por efluentes industriais, falta de drenagem de áreas agrícolas e urbanas, esgotos domésticos estando associadas principalmente ao uso e ocupação do solo (ANA, 2017).

As atividades industriais geram efluentes com características qualitativas e quantitativas bastante diversificadas. Dependendo da natureza do processo industrial, seus afluentes podem conter elevadas concentrações de matéria orgânica, sólidos em suspensão, metais pesados, compostos tóxicos, microrganismos patogênicos, substâncias teratogênicas, mutagênicas e cancerígenas (FUNASA, 2003; VON SPERLING, 2017).

A poluição provocada pela falta de drenagem de áreas agrícolas e urbanas é ocasionada, inicialmente, pela deposição na superfície do solo de todos os poluentes liberados. Na ocorrência das chuvas, os materiais acumulados são arrastados pelas águas pluviais para os cursos de água superficiais, podendo ser considerado uma fonte de poluição importante. Já o deflúvio superficial agrícola apresenta características diferentes. Seus efeitos dependem muito das práticas agrícolas utilizadas em cada região e da época do ano em que se realizam as preparações do terreno para o plantio, a aplicação de fertilizantes, de defensivos agrícolas e a colheita. A contribuição representada pelo material proveniente da erosão de solos intensifica-se quando ocorrem chuvas em áreas rurais (EVANS *et al.*, 2019).

Outro tipo de poluição é a causada pelo lançamento de esgotos domésticos, que provocam alteração em suas características físicas, químicas e biológicas. Essa alteração será maior ou menor dependendo do grau de tratamento a que se submete o esgoto, ou então do nível de diluição proporcionado pelo corpo receptor. O lançamento de efluentes líquidos, tratados ou não, nos corpos d'água provoca alterações em suas características físicas, químicas e biológicas. Essas alterações poderão ser ou não representativas para os usos a que as águas do corpo receptor se destinam, dependendo da intensidade da carga de poluentes lançadas e dentre os

principais efeitos pode-se citar o processo de eutrofização, que se dá de forma artificial, fato que pode ser observado em todos os continentes (ARIFFIN; SULAIMAN, 2015).

Essa eutrofização produz mudanças na qualidade da água, incluindo redução de oxigênio dissolvido e da biodiversidade aquática, perda das qualidades cênicas, morte extensiva de peixes, crescimento de macrófitas aquáticas e aumento da incidência de florações de microalgas e cianobactérias. Essas consequências acabam provocando um aumento no custo e dificuldades no tratamento da água, quando ocorrem em mananciais de abastecimento público e podem levar a graves consequências relacionadas à saúde humana como pode ser observado no estudo de Padedda *et al.* (2017) no lago Cedrino na Itália.

Dos impactos das atividades humanas nos ecossistemas aquáticos, a eutrofização das águas interiores é de considerável efeito, sendo que a preocupação com este problema surgiu inicialmente nos países do Norte e Centro da Europa e no Nordeste dos EUA, onde a Limnologia despontou com seus primeiros passos, devido a existência de numerosos lagos naturais (VIEGAS, 2010; TUNDISI; TUNDISI, 2008; RIGOSI *et al.*, 2014).

A evolução desse processo está associada ao uso e ocupação do solo predominantemente na bacia hidrográfica, este pode ser acelerado por adição e nutrientes provenientes de ocorrências superficiais oriundas da agricultura ou de águas residuais, ocasionando excessivo crescimento de espécies de algas e de plantas aquáticas, com efeitos indesejáveis na qualidade das águas (VON SPERLING, 2017).

O nitrogênio e o fósforo presentes nos ambientes aquáticos, tem sido uma preocupação para as empresas responsáveis pela captação, tratamento e distribuição de água e para os gestores deste setor (VON SPERLING, 2017). Esses nutrientes, também, têm grande importância para a cadeia alimentar, quando descarregados em altas concentrações em águas superficiais, provocando o enriquecimento do meio, tornando-o mais fértil, e como consequência pode haver crescimento intensivo de comunidades fitoplanctônicas (CLOERN, 2001; CLOERN e JASSBY, 2010; GALLEGOS *et al.*, 2015). A resposta biológica à eutrofização pode ser inferida pela concentração de clorofila-*a*, a qual é um indicativo da presença de algas e cianobactérias (VON SPERLING, 2017).

Estas características de um ambiente eutrofizado podem gerar efeitos indesejáveis tais como: (1) problemas estéticos e recreacionais; (2) condições anaeróbias no fundo do corpo d'água; (3) eventuais condições anaeróbicas no corpo d'água como um todo; (3) eventuais mortandades de peixes; (4) maior dificuldade e elevação nos custos de tratamento da água; (5) problemas com o abastecimento de águas industriais; (6) toxicidade das algas; (7) modificações na qualidade e quantidade de peixes de valor comercial; (8) redução na navegação e capacidade

de transporte e (9) desaparecimento gradual do corpo d'água como um todo (VON SPERLING, 2017).

A eutrofização é reconhecida como um dos principais problemas referentes à qualidade da água. Entre os fatores que influenciam os efeitos causados pela eutrofização, além das concentrações de fósforo e nitrogênio, podem ser citados a velocidade da água, a turbidez, a profundidade do curso de água e a temperatura (THOMPSON *et al.*, 2015). Esse processo possibilita o crescimento intensivo de comunidades fitoplanctônicas, ou seja, um dos principais impactos da aceleração do processo de eutrofização é o aumento da probabilidade de ocorrência de florações fitoplanctônicas, principalmente as cianobactérias, que são dotadas de alto potencial tóxico, que pode alterar a qualidade das águas, sobretudo no que tange ao abastecimento público (VON SPERLING, 2017).

A eutrofização é um dos estados que possibilitam a sucessão natural dos ecossistemas aquáticos (ESTEVES, 2011). Esse processo pode ser gradual e muito lento, quando ocorre naturalmente (GALLEGOS *et al.*, 2015). À medida que os nutrientes vão se acumulando há o desenvolvimento cada vez maior das populações fitoplanctônicas em que se pode observar o florescimento, ou seja reprodução excessiva. Entretanto, quando esse processo é acelerado ocorre aumento desordenado na produção de biomassa, impossibilitando sua incorporação pelo sistema aquático com a mesma velocidade, assim, desequilíbrio ecológico pode ocorrer (GALLEGOS *et al.*, 2015).

No ambiente aquático, as populações fitoplanctônicas distribuem-se na coluna d'água de acordo com um gradiente de luminosidade e de profundidade. Em locais bem iluminados há maior densidade de organismos e, conseqüentemente maior intensidade fotossintética. No entanto, a radiação em excesso leva a foto-inibição e maior produtividade fotossintética nas horas mais iluminadas, fato que ocorre, normalmente, um pouco abaixo da superfície, onde a intensidade luminosa subaquática é menor (ESTEVES, 2011; MOUSING *et al.*, 2014).

Em condições naturais, a taxa de fotossíntese das populações da camada superficial é reduzida, e o grau dessa redução depende das condições fisiológicas e ambientais. A foto-inibição é a função radiante incidente, associada à taxa de extinção vertical da luz na coluna de água (ESTEVES, 2011; GARDNER *et al.*, 2011).

Além da luz, os organismos fitoplanctônicos necessitam de nutrientes como nitrogênio, fosforo e sílica, assim como alguns oligonutrientes. Luz e nutrientes são os dois principais fatores que alteram a taxa de fotossíntese, e suas disponibilidades influenciam na

densidade e na composição da comunidade fitoplanctônica (SANT'ANNA *et al.*, 2006; GARDNER *et al.*, 2011; PETER; SOMER, 2012; FU *et al.*, 2016).

Os organismos que compõem a comunidade fitoplanctônica usam o resultado da produção fotossintética para o crescimento celular e, conseqüentemente, aumento da biomassa. Estes são constituintes da base da cadeia alimentar em sistemas aquáticos, mas em sua constante busca por conforto e bem-estar, o homem causa interferência nestes ecossistemas, causando aumento de nutrientes essenciais para o fitoplâncton e às macrófitas aquáticas, principalmente fósforo, nitrogênio, carbono e ferro, ocasionando o processo de eutrofização (ESTEVES, 2011; MOUSING *et al.*, 2014).

Os principais grupos fitoplanctônicos são cianobactérias, clorofíceas, diatomáceas e dinoflagelados. As cianobactérias, em decorrência de seu potencial tóxico e possível risco à saúde pública, são consideradas as maiores fontes de problemas (SANT'ANNA *et al.*, 2006; CORDEIRO-ARAÚJO *et al.*, 2010; BARBOSA; PESSOA; SILVA, 2012; CARVALHO *et al.*, 2013; GÓIS; OLIVEIRA, 2014).

A variabilidade temporal de estrutura e função da comunidade fitoplanctônica é importante no metabolismo dos ecossistemas aquáticos em decorrência de interações físicas, químicas e biológicas (FU *et al.*, 2016). Alterações nas dominâncias de espécies decorrem de variações na temperatura da água, disponibilidade de luz e nutrientes; perdas de biomassa por meio de sedimentação; alimentação pelo zooplâncton e por organismos patogênicos, como fungos, bactérias e vírus; variações no pH com conseqüente disponibilidade de carbono inorgânico; substâncias tóxicas, algumas produzidas pelas próprias algas e cianobactérias; além de mudanças repentinas no ambiente físico (ESTEVES, 2011; GÓIS; OLIVEIRA, 2014).

A abundância e distribuição das comunidades planctônicas são influenciadas pela ação humana, que pode ocasionar mudanças substanciais nos grupos fitoplanctônicos (GALLEGOS *et al.*, 2015; FU *et al.*, 2016).

A estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica pode desempenhar papel importante, como a influência no desaparecimento de populações altamente sensíveis (BALETA; BOLAÑOS, 2016). As condições ambientais podem, também, exercer ação importante no estímulo e na redução dos efeitos tóxicos de poluentes (GÓIS; OLIVEIRA, 2014).

Além disso, os impactos dos poluentes, também, podem afetar a interação das bactérias com o fitoplâncton, esta é importante para o crescimento e metabolismo sobre o carbono orgânico dissolvido liberado pelo fitoplâncton, enquanto que nos ecossistemas

eutróficos, as espécies de bacterioplâncton podem utilizar carbono alóctone para atender suas necessidades (SOMMER *et al.*, 2016).

Nas pesquisas verifica-se muitos modelos matemáticos que descrevem a dinâmica entre os organismos aquáticos, entre eles podemos citar o fitoplâncton e o zooplâncton, em que a produção de algumas toxinas no fitoplâncton e o controle da rapidez da flutuação ambiental, são fatores fundamentais para o término das florações fitoplanctônicas (PANJA *et al.*, 2017).

Algumas algas e cianobactérias utilizam a alelopatia para liberação de compostos que inibem os concorrentes, como forma de interferência. As respostas dos concorrentes à alelopatia são específicas das espécies e a potencial alelopatia da produção de algas é variável (PANJA *et al.*, 2017).

O fitoplâncton é, ainda, sensível às mudanças nos fatores climáticos e antropogênicos. Assim, é necessário considerar seu papel na transferência de energia para os níveis tróficos ao fazer previsões sobre a dinâmica do funcionamento do ecossistema aquático sob mudanças globais, como observado no Lago Baikal, em que esses organismos desempenham papel importante no ciclo da matéria orgânica, sendo responsável por grande parte da produção primária no ecossistema (ABAKUMOV, IZRAILSKY; PARK, 2015).

No que diz respeito às pesquisas realizadas com esses organismos, o único estudo no rio Parnaíba foi realizado por Câmara, Moura e Bittencourt-Oliveira (2002). No entanto, no rio Poti, Câmara (2011) registrou a ocorrência de cianobactérias, que pode produzir toxinas e gerar efeitos agudos e crônicos no homem, nos animais e vegetais (OGA *et al.*, 2014).

A legislação brasileira atual impõe a correta utilização e manutenção dos recursos hídricos, sendo para isso necessário monitoramento biológico por meio de estudos fitoplanctônicos das águas superficiais, como forma de avaliar a sua qualidade, para garantir bom estado ecológico. Desse modo, é importante o monitoramento contínuo de todas as massas de água que abastecem as populações, para garantir água de qualidade e que não coloque em risco a saúde pública (VIEGAS, 2010; GÓIS; OLIVEIRA, 2014).

Esse risco é aumentado quando há aceleração do processo de eutrofização com a ocorrência de florações de cianobactérias, que são potencialmente tóxicas e podem causar sérios prejuízos à qualidade das águas, sobretudo ao abastecimento público (ESTEVES, 2011).

3.3 Cianobactérias e a qualidade da água

As cianobactérias são organismos procariontes, isto é, sem núcleo verdadeiro, formando estruturas como plastos e mitocôndrias, sendo semelhantes às bactérias (GÓIS;

OLIVEIRA, 2014). Por outro lado, são fotossintetizantes e produtores primários como as algas eucariontes, recebendo dos botânicos o nome de cianofíceas ou “algas azuis”, devido à sua coloração verde azulada das células quando vistas ao microscópio. Isso acontece porque suas células contêm pigmentos fotossintéticos, tais como clorofila-*a*, que dá coloração esverdeada; ficocianina que é azul e algumas espécies possuem também um pigmento vermelho, a ficoeritrina (OREN, 2014).

As cianofíceas habitam diversos tipos de ambientes, podendo ser terrestres, de água doce, salobra ou marinha, além de ambientes extremos, como fontes termais, neve e deserto. Os ambientes de água doce favorecem o crescimento desses organismos, pois possuem potencial hidrogeniônico (pH) neutro (6 a 9), temperatura entre 15 e 30°C e alta concentração de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo (LIRA; ANIKET; PRASHANT, 2019).

A grande maioria das cianobactérias são de água doce, podendo viver no plâncton e/ou no perífíton. As espécies planctônicas são importantes em virtude dos problemas que podem causar nos ecossistemas aquáticos, tanto do ponto de vista ecológico como sanitário (ESTEVES, 2011; DÍEZ; ININBERGS, 2014).

Do ponto de vista ecológico, participam dos ciclos globais do carbono e do nitrogênio, representando uma das linhas evolutivas mais importantes das bactérias (RAVEN, 2007; WHITTON; POTTS, 2012).

Quanto ao aspecto sanitário, estes organismos quando em excesso, estão relacionados diretamente com o processo de eutrofização artificial, que produz mudanças na qualidade da água, incluindo a redução de oxigênio dissolvido, da biodiversidade aquática, a perda das qualidades cênicas, a morte extensiva de peixes (WOODHOUSE; RAPADAS; NEILAN, 2014).

Nos ambientes eutrofizados, as cianobactérias, geralmente predominam na população fitoplanctônica durante o período com temperaturas mais elevadas, sendo substituídas por diatomáceas à medida que aumenta a turbulência da massa de água (CHORUS; BARTRAM, 1999).

De acordo com o que está estabelecido na Resolução CONAMA nº 357 (CONAMA, 2005), cianobactérias são importantes, capazes de ocorrer em qualquer manancial superficial, especialmente, naqueles com elevado nível de nutrientes (nitrogênio e fósforo), e podem produzir toxinas com efeitos adversos à saúde (PEARSON *et al.*, 2010).

As cianobactérias são consideradas agentes causadores de toxicidade, principalmente em águas de abastecimento, sendo que os principais gêneros de cianofíceas são:

Anabaena sp., *Aphanizomenon* sp., *Cylindrospermopsis* sp., *Microcystis* sp., *Nodularina*, sp., *Nostoc* sp., *Oscillatoria*, entre outros (MINILLO *et al.*, 2013; METCALF; COOD, 2014).

Em algumas espécies de cianobactérias com a *lise* ocorre a liberação de toxinas, que representam riscos significativos à saúde humana (BRASIL, 2006). Em geral, o nome da toxina é derivado das denominações da alga produtora, sendo que algumas cianotoxinas são neurotoxinas bastante potentes (anatoxina-a, anatoxina-a(s), saxitoxinas), outras são hepatotóxicas (microcistinas, nodularina e cilindropermopsina) e outras ainda podem ser irritantes ao contato, consideradas como endotoxinas pirogênicas, como as bactérias gram-negativas (BRASIL, 2003; METCALF; COOD, 2014).

A exposição humana às cianotoxinas pode ocorrer por contato primário com as águas contendo as toxinas, ingestão oral e intravenosa (no tratamento por hemodiálise) ou ingestão de animais, como peixes e moluscos, que se alimentam continuamente de cianofíceas, acumulando as toxinas em seus tecidos (METCALF; COOD, 2014).

O contato com essas toxinas pode ocasionar o desenvolvimento de tumores cancerígenos, estando as microcistinas, relacionadas às altas taxas de câncer de fígado e desordens crônicas do trato gastrointestinal (METCALF; COOD, 2014).

De acordo com Sant'Anna e Azevedo (2000), a espécie *Microcystis aeruginosa* apresenta a distribuição mais ampla do Brasil e *Anabaena* é o gênero com o maior número de espécies, potencialmente, tóxicas. Entretanto, tem sido observado grande aumento da ocorrência da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii*, em diferentes regiões brasileiras (HUSZAR *et al.*, 2000, MINILLO *et al.*, 2013).

A ocorrência de florescimento de cianobactérias potencialmente tóxicas constitui um fenômeno comum em ecossistemas de águas continentais em muitos países, entretanto, esses eventos se manifestam, preferencialmente, em águas ricas em nutrientes (CHORUS; BARTRAM, 1999; MINILLO *et al.*, 2013).

No Brasil, a ocorrência de florescimento de cianobactérias tem aumentado em intensidade e frequência, sendo possível visualizar um cenário de dominância destes organismos no fitoplâncton de muitos ambientes aquáticos, especialmente, durante os períodos de maior biomassa e/ou densidade. Essa dominância é marcante, sobretudo em reservatórios, em que vários deles tem sido observado o predomínio de cianobactérias, durante grande parte do ano (MINILLO *et al.*, 2013).

Um dos primeiros registros desses eventos no país ocorreu na década de 1950, com o aparecimento de florações cianobactérias do gênero *Microcystis*, ocasionando a necessidade de um controle das toxinas em águas de abastecimento, pelo fato de serem possíveis causadoras

de efeitos tóxicos em águas continentais (SANT'ANNA; AZEVEDO, 2000). Dessa época em diante, houve aumento do florescimento de cianobactérias, em muitos ambientes naturais e artificiais eutróficos (SANT'ANNA; AZEVEDO, 2000; MINILLO *et al.*, 2013).

De acordo com a Organização Mundial de Saúde (OMS), as florações desses microrganismos podem trazer prejuízos à saúde humana (CHORUS; BARTRAM, 1999). Nas últimas décadas, foram relatados a ocorrência de linhagens tóxicas de cianobactérias nas águas de reservatórios para o abastecimento público, lagos artificiais, lagoas salobras e rios brasileiros (MINILLO *et al.*, 2013).

Os relatos sobre o florescimento de cianobactérias no Brasil destacam que expressiva parte tem potencial tóxico, sendo que grande parte de amostras foi classificada como tóxica, quando testadas por meio de bioensaios com camundongos, em que a maioria apresentou ação neurotóxica ou hepatotóxica. Das cianobactérias que apresentam ação hepatotóxica, a espécie *Microcystis aeruginosa* é a mais comum e formadoras de florações tóxicas em todo o mundo, provocando diversos efeitos nocivos a animais e com potenciais riscos à saúde do homem. Esta espécie, entre as cianobactérias tóxicas, se apresenta como a de mais ampla distribuição no território nacional e *Anabaena* como o gênero com maior número de espécies potencialmente tóxicas (*A. circinalis*, *A. flos-aque*, *A. planctonica*, *A. solitária* e *A. spiroides*). Contudo, atualmente tem-se reforçado a tendência de grande aumento na ocorrência da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* em diferentes regiões do território nacional (BITTENCOURT-OLIVEIRA *et al.*, 2012). Uma condição que poderia explicar a notória ocorrência deste gênero de cianobactérias decorre da estocagem de fosfato, como reportado por Tatenda e Ryan (2018).

Observa-se, também, o incremento no número de atendimentos e emergências relacionadas às florações de algas, reclamações a respeito do gosto e do odor na água distribuída, problemas associados a toxinas de cianobactérias em clínicas de hemodiálise, mortandade de peixes e proliferação excessiva de macrófitas aquáticas (ZAKARIA, 2017). Em sua maioria, esses episódios estão associados a despejos de esgotos nos corpos de água, ao represamento dos rios e à crescente demanda por água.

O gerenciamento e o controle de algas, cianobactérias e cianotoxinas nos sistemas de abastecimento de água envolvem ações de caráter preventivo e corretivo, que devem ser desenvolvidos segundo níveis hierárquicos. As ações de prevenção do processo de eutrofização no manancial de abastecimento devem ser prioritárias e baseiam-se no manejo de fatores como o aporte de nutrientes em ambientes aquáticos (FUNASA, 2003).

As toxinas produzidas por cianobactérias e microalgas são consideradas produtos do metabolismo secundário e podem permanecer no interior da célula ou ser liberadas para o

meio. Esses metabólitos secundários são tóxicos a mamíferos e entre eles podem-se incluir: microcistinas, cilindrospermopsinas, saxitoxinas e seus análogos. Os mecanismos de ação dessas toxinas produzidas por cianobactérias são os mais diversos, podendo ser hepatotóxicos, neurotóxicos, dermatotóxicos, irritantes do sistema gastrointestinal, inibidores de síntese de proteínas e promotores de tumor, além de algumas dessas substâncias poderem afetar o sistema imunológico (OGA *et al.*, 2014).

A anatoxina-*a* foi a primeira toxina de cianobactéria a ser química e funcionalmente definida, os sinais de envenenamento por essa toxina, em animais selvagens e domésticos, incluem: desequilíbrio, fasciculação muscular, respiração ofegante e convulsões. A morte é decorrente de parada respiratória e ocorre em poucos minutos a poucas horas, dependendo da dosagem e consumo prévio de alimento. Os sinais clínicos de intoxicação mostram progressão de fasciculação muscular, decréscimo de movimentos, respiração abdominal exagerada, cianose, convulsão e morte (PEARSON *et al.*, 2010; OGA *et al.*, 2014).

Esse alcaloide neurotóxico é um bloqueador neuromuscular pós-sináptico de receptores nicotínicos e colinérgicos. Essa ação se dá porque a anatoxina-*a* liga-se, irreversivelmente, a receptores de acetilcolina, pois não é degradada pela acetilcolinesterase (OGA *et al.*, 2014). Essas neurotoxinas inibem a condução nervosa por bloqueamento dos canais de sódio, afetando a permeabilidade ao potássio ou a resistência das membranas (OGA *et al.*, 2014).

O tipo mais comum de intoxicação por cianotoxinas é causado por hepatotoxinas, que apresentam ação mais lenta, causando a morte entre poucas horas e poucos dias, em decorrência de hemorragia intra-hepática e choque hipovolêmico (aumento excessivo do fígado). Os sinais observados após ingestão dessas hepatotoxinas são prostração, anorexia, vômitos, dor abdominal e diarreia (WOOD, 2016). De acordo com vários estudos, as espécies já identificadas como produtoras dessas hepatotoxinas estão incluídas nos gêneros *Microcystis*, *Anabaena*, *Nodularia*, *Oscillatoria*, *Nostoc* e *Cylindrospermopsis*.

A partir da primeira metade do século XX, foram realizados bioensaios com células de cianobactérias coletadas em florações, principalmente, da espécie *Microcystis aeruginosa*, já que nestas pesquisas mostravam a presença de uma toxina que causava sérios danos ao fígado dos animais testados. No início dos anos 80, a estrutura química foi caracterizada (OGA *et al.*, 2014).

As principais hepatotoxinas caracterizadas ao longo dos diversos estudos são os hepatopeptídeos cíclicos conhecidos como microcistinas e os pentapeptídeos designados como nodularinas. As microcistinas apresentam as variações qualitativas observadas em seus

aminoácidos, por exemplo, microcistina-LR (leucina-arginina), -RR (arginina-arginina) e -YA (tirosina-alanina) (OGA *et al.*, 2014).

Vários estudos sobre os mecanismos de ação dessas hepatotoxinas, demonstraram que várias microcistinas e nodularinas são potentes inibidores de proteínas fosfatases tipo I e 2A de células eucariontes. Essas toxinas são reconhecidas como potentes promotores de tumores hepáticos, portanto, a ocorrência de espécies potencialmente produtoras dessas substâncias nos ambientes aquáticos precisa ser melhor investigada e monitorada (OGA *et al.*, 2014).

Na década de 90, um alcaloide hepatotóxico, denominado cilindrospermopsina, foi isolado de duas espécies de cianobactérias: *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Umezakia natans*. Essa toxina provoca hemorragia hepática nos rins e no intestino delgado e congestão pulmonar, no fígado ocorre necrose e nos rins alterações (OGA *et al.*, 2014).

De acordo com OGA *et al.* (2014), o primeiro relato de morte de animais causada por floração de cianobactérias ocorreu em 1978, no sul da Austrália, onde ovelhas, cavalos e cães foram intoxicados após beberem água de um lago eutrofizado. Existem alguns exemplos na literatura que demonstram os efeitos adversos à saúde pública pela ingestão de cianotoxinas. A maioria desses casos foi observada após a aplicação de sulfato de cobre em águas com elevada densidade fitoplanctônica. O emprego constante de sulfato de cobre para controlar o desenvolvimento das algas e cianobactérias não é recomendado, pois, quando morrem, as cianobactérias liberam toxinas para o meio aquoso.

Embora existam várias vias de exposição a essas cianotoxinas, como inalação, contato com pele e hemodiálise, a forma de exposição mais comum é pelo consumo humano e de alimentos contaminados. Por essa razão, há imenso interesse na regulamentação dessas toxinas na água e em alimentos para o consumo humano (VAN DER MERWE, 2014).

Algumas cianotoxinas não são facilmente removidas por processos convencionais de tratamento da água. No Brasil, por meio da Portaria de Consolidação nº 5 de 28/09/2017, o Ministério da Saúde (MS) dispõe sobre os procedimentos de controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, instituindo que a água potável deve estar em conformidade com o padrão de substâncias, que representam risco à saúde, obrigando o monitoramento de cianobactérias e cianotoxinas.

Para minimizar os riscos de contaminação da água para o consumo humano com cianotoxinas a Portaria de Consolidação nº 5 de 28/05/2017 exige análises de amostras de água bruta coletadas no ponto de captação do manancial superficial, com frequência mensal, quando a densidade de cianobactérias for menor ou igual a 10.000 células.mL⁻¹ e complementação,

recomenda-se a análise de clorofila-a no manancial como indicador de potencial de aumento da densidade de cianobactérias, o que permite maior agilidade no controle da qualidade da água captada. Se a concentração de clorofila-a em duas semanas consecutivas tiver seu valor duplicado ou mais, deve-se proceder nova coleta de amostra para quantificação de cianobactérias no ponto de captação do manancial, para reavaliação da frequência de amostragem de cianobactérias. Quando a densidade de cianobactérias exceder 20.000 células/mL, deve-se realizar análise de cianotoxinas na água do manancial, no ponto de captação, semanalmente. A análise de cianotoxinas na saída do tratamento será dispensada quando as concentrações dessas toxinas no manancial forem menores do que seus respectivos valores máximos permitidos (VMPs) para água tratada.

Outra fonte de exposição a toxinas produzidas por cianobactérias e microalgas é a ingestão de alimentos contaminados. Muitos animais aquáticos são resistentes à presença desses compostos e podem acumulá-los em seus corpos, sendo uma reserva de toxinas para animais superiores na cadeia trófica, incluindo os humanos. Além disso, plantas irrigadas com água contaminada, também, podem acumular cianotoxinas, aumentando os riscos de exposição (VAN DER MERWE, 2014).

As metodologias usadas para a determinação e quantificação de cianotoxinas têm evoluído de acordo com a ampliação de novas técnicas imunológicas e com a necessidade de detectar, cada vez melhor, níveis mais baixos de toxinas. A descoberta de que as microcistinas são promotoras de tumores, visto que podem causar danos irreversíveis em doses muito baixas, impulsionou a necessidade de atingir níveis de detecção cada vez menores (DI BERNARDO *et al.*, 2010).

O monitoramento dos mananciais e reservatórios de água deve incluir a identificação das espécies, potencialmente, tóxicas e o acompanhamento de suas densidades, por meio de contagem. A identificação desses microrganismos, com base nas características morfológicas, apesar de amplamente utilizada e recomendada, tem se mostrado insuficiente para fornecer subsídios ao monitoramento, em razão da extensa plasticidade fenotípica de algumas espécies e pelo fato de ser uma característica intrapopulacional (DI BERNARDO *et al.*, 2010).

As técnicas mais precisas são bioensaios, HPLC (Cromatografia Líquida de Alta Eficiência) e análises imunoenzimáticas que podem ser recomendadas como padrões, porém nenhuma dessas é preditiva, ou seja, elas são realizadas depois que a proliferação tóxica já se estabeleceu (OGA *et al.*, 2014).

Os bioensaios, normalmente, são utilizados para avaliar o potencial tóxico dos florescimentos de cianobactérias. Comumente são descritos os ensaios que utilizam como organismos-teste, mamíferos (camundongos), invertebrados aquáticos (*Artemia* e *Daphnia*) ou bactérias. De acordo com Pereira Navarro Lins et al. (2017), os peixes, também, são excelentes indicadores de monitoramento aquático. Para alguns casos, há também a possibilidade de serem usados ensaios de citotoxicidade, ensaios enzimáticos (inibição da proteína fosfatase), ensaios com anticorpos (RAMOS; PINHEIRO; SILVA; LEANDRO, 2015).

A escolha de um método mais adequado depende do nível e da qualidade de informação que se deseja obter. Em complemento a esta avaliação, é essencial a disponibilidade de equipamentos que garantam uma análise precisa e confiável, custo da análise, da equipe técnica treinada com esse intuito, além do tempo necessário para a obtenção de resultados, a fim de que, em caso de risco em potencial, as decisões sejam tomadas rapidamente (PAIVA, PEREIRA; GIANI, 2012).

Para pesquisa e quantificação das microcistinas e nodularinas em amostras de água, são utilizadas, principalmente, os métodos imunológicos e físico-químicos. O imunoensaio mais empregado é o ELISA (*Enzyme-Linked Immuno Sorbent Assay*), cuja alta sensibilidade permite detecção dessas hepatotoxinas. Apesar de ser fácil manuseio, esse método, apresenta a desvantagem de medir a quantidade total de microcistinas e nodularinas da amostra, não possibilitando distinções entre diferentes microcistinas e mesmo entre nodularinas e microcistinas (PAIVA; PEREIRA; GIANI, 2012).

3.4 A Bacia do rio Parnaíba e seus principais impactos

A Bacia Hidrográfica do rio Parnaíba é considerada como uma das principais da região Nordeste do Brasil, ficando atrás apenas do São Francisco em termos de importância regional (MMA, 2006). Limita-se ao Sul com a Bacia do rio São Francisco, a oeste com a do rio Itapecuru e a Leste com as Bacias dos rios Jaguaribe-Acaraú e abrange os Estados do Ceará, Piauí e Maranhão, entre as coordenadas 02°21'S e 11°06'S de latitude e 47°21'W e 39°44'W de longitude (MMA, 2006).

Essa bacia constitui a Região Hidrográfica do Parnaíba, em sua totalidade, que é uma das doze regiões hidrográficas brasileiras, definidas conforme a Resolução nº32, de 15 de outubro de 2003, do Conselho Nacional de Recursos Hídricos – CNRH. Essa resolução instituiu a Divisão Hidrográfica Nacional com a finalidade de orientar, fundamentar e implementar o

Plano Nacional de Recursos Hídricos – PNRH, por meio de unidades de gerenciamento de recursos hídricos. Dessa forma, a Região Hidrográfica do Parnaíba deve ser entendida como referência à Bacia do rio Parnaíba.

Essa região, que se estende pelos Estados do Maranhão, Piauí e Ceará, apresenta área de drenagem total de 325.824,80 km², e encontra-se inserida de forma integral na região nordeste brasileira. Sua superfície abrange 279 municípios, com uma população, em 2018, de cerca de 4,8 milhões de habitantes. Desse total de municípios, 39 possuem seus territórios, parcialmente, inseridos na Região Hidrográfica, enquanto o restante – 240 municípios – possuem a totalidade de seus territórios inseridos na região (CODEVASF, 2012; IBGE, 2018).

Os Quadros 1 e 2, apresentam, respectivamente, a distribuição da superfície de drenagem da bacia entre os Estados e o número de municípios componentes da bacia, referente a cada Estado:

Quadro 1 - Distribuição da superfície de drenagem da Região Hidrográfica do rio Parnaíba entre os Estados

Estado	Área da bacia (km²)	%
Maranhão	64.493,70	19,8
Piauí	245.023,61	75,2
Ceará	16.317,49	5,0
Total	325.834,80	100

Fonte: Adaptado de Codevasf, (2012)

Quadro 2 – Quantidade de municípios em cada Estado inseridos na Região Hidrográfica do Parnaíba

Estado	Do Estado		Incluso na Bacia	
	Total	Na Bacia	Integral	Parcial
Maranhão	217	38	11	27
Piauí	224	222	219	3
Ceará	184	19	10	9
Total	625	279	240	39

Fonte: Adaptado de Codevasf, (2012).

Quanto a divisões instituídas na bacia para fins de gestão de seus recursos hídricos, o Plano Nacional de Recursos Hídricos – PNRH divide a Região Hidrográfica do Parnaíba em três grandes Sub-bacias de nível 1: Alto Parnaíba, Média Parnaíba e Baixo Parnaíba, sendo

essas subdividas, ainda, em sete Sub-bacias de nível 2, delimitadas conforme a importância de seus rios principais e características ambientais (Quadro 3) (MMA, 2006).

Quadro 3 – Divisão utilizada pelo PNRH para Região Hidrográfica do Parnaíba

Sub-bacias (PNRH)		Rio Principal
Sub 1	Sub 2	
Alto Parnaíba	Parnaíba 01	Balsas
	Parnaíba 02	Alto Parnaíba
	Parnaíba 03	Gurguéia
	Parnaíba 04	Itaueiras
Médio Parnaíba	Parnaíba 05	Piauí/Canindé
	Parnaíba 06	Poti/Parnaíba
Baixo Parnaíba	Parnaíba 07	Longá/Parnaíba

Fonte: Adaptado de MMA (2006).

O PNRH define essas divisões de nível 1 como sendo “sub-bacias”, porém, o termo técnico mais adequado a se utilizar é o de “regiões fisiográficas”, segundo a literatura do segmento. Contudo, entende-se que essas divisões foram definidas como porções territoriais estratégicas e representativas para a gestão dos recursos hídricos, cuja finalidade não é prejudicada pela referida nomenclatura (MMA, 2006).

Dentre os principais afluentes do rio Parnaíba, tem-se à margem esquerda, o rio Balsas, situado na parte maranhense da Bacia, e, à margem direita, o rio Poti, que nasce no Ceará e adentra o Piauí até desembocar no rio Parnaíba, e os rios Uruçuí-Preto, Gurguéia, Itaueiras, Canindé e Longá, todos situados no Piauí. O rio Piauí também se configura como um importante rio no contexto da Bacia do Parnaíba, sendo esse afluente do rio Canindé (MMA, 2006).

Cerca de 98% do Estado do Piauí é drenado pela Bacia Hidrográfica do Parnaíba, onde 222 municípios de um total de 224 fazem parte da bacia. Tal fator demonstra a influência desse Estado para a gestão hídrica dessa região. O Parnaíba é considerado, ainda, como o maior rio perene genuinamente nordestino, apresentando uma extensão total de mais de 1.400 km, desde sua nascente no interior do Parque Nacional das Nascentes do rio Parnaíba, na Serra da Tabatinga (PIAÚ, 2010).

De acordo com Piauí (2010), a Bacia Hidrográfica do Parnaíba está localizada em uma zona de transição, entre a região abrangida pelo clima semiárido do nordeste brasileiro, em suas porções leste e sudeste – compreendendo terras do Piauí e Ceará – e o início da região

amazônica, na porção oeste – abarcando terras do Maranhão – caracterizada por elevadas precipitações pluviométricas e significativa cobertura vegetal de florestas. Desse modo, esse cenário é caracterizado por um regime de chuvas bastante homogêneo, resultando em três tipos de clima bem definidos na região: o tropical úmido, na porção norte da bacia; o tropical, na porção centro-oeste; e o semiárido, predominando nas porções sul e sudeste da bacia (Piauí e Ceará).

Segundo a classificação de *Köppen*, os três tipos climáticos apresentados na Bacia do Parnaíba podem ser classificados da seguinte forma: Aw' – tropical quente e úmido, com período de chuvas entre janeiro e maio, de ocorrência no baixo Parnaíba e no litoral; Aw – tropical quente e úmido, com a estação das chuvas entre novembro e março, ocorrendo no centro-sul e sudoeste do Piauí; BShw – semiárido, com um curto período chuvoso no verão, entre dezembro e abril, com predominância no sudoeste da bacia (PIAUÍ, 2010).

Em virtude dessa transição climática na bacia, observa-se que o rio Parnaíba separa duas porções territoriais com características climáticas distintas, evidenciada pela pluviometria diferenciada entre elas: a porção maranhense, mais chuvosa e com muitos rios intermitentes (temporários), características de semiaridez (MMA, 2005).

Desse modo, essa transição entre o clima semiárido é caracterizada pela parte oriental da Bacia do Parnaíba, e o clima úmido, característico da região amazônica, que acaba por gerar uma variedade de climas em função da meteorologia, da circulação atmosférica e do relevo local.

A Portaria Interministerial nº 01, de 9 de março de 2006, dos Ministérios da Integração Nacional (MI), do Meio Ambiente (MMA) e da Ciência e Tecnologia (MCT), aprovou nova delimitação e atualizou os critérios que delimitam a região semiárida do nordeste brasileiro, de modo que, além das precipitações médias anuais inferiores a 800 mm, também considerou para essa delimitação: índices de aridez e déficit hídrico.

Assim, a região semiárida do Brasil apresenta área superior a um milhão de km², tendo como característica marcante a grande variabilidade temporal e espacial de sua precipitação, o que gera um processo de intermitência em seus principais cursos d'água. Essa variabilidade contribui para o surgimento do fenômeno natural da seca (ausência de chuvas), que é recorrente em regiões semiáridas e cujos efeitos podem causar graves prejuízos socioeconômicos para as populações expostas (ANA, 2012).

De acordo com a Codevasf (2010), a área da Bacia Hidrográfica do Parnaíba inserida no Semiárido corresponde a 168.458,72 km², o que representa um pouco mais da

metade da extensão da bacia (51,7%). Esta informação confere forte influência das condições climáticas sobre o gerenciamento das disponibilidades hídricas da região.

No que diz respeito às suas características hidrogeológicas, a Bacia Hidrográfica do Parnaíba, cerca de 90% de sua área está situada sobre terrenos sedimentares, especificamente sobre a Bacia Sedimentar do Parnaíba, que compreende uma área de 600.000 km² e apresenta grande potencial aquífero. A referida bacia sedimentar abrange os Estados do Piauí, Maranhão e, em menor escala, os Estados do Tocantins, Pará e Bahia (MMA, 2006; PIAUÍ, 2010).

A Bacia do Parnaíba está situada, quanto à sua disponibilidade hídrica geral, sob um contexto de duas situações distintas, também influenciadas pela hidrogeologia da região. A primeira constitui a fronteira úmida da Bacia em virtude de se localizar em um embasamento sedimentar com aquíferos ricos em disponibilidade hídrica e com a ocorrência de rios perenes (afluentes da margem esquerda do rio Parnaíba) e, a segunda, consiste na fronteira seca naquelas localidades de embasamento cristalino (cerca de 10% da bacia), com características semiáridas e rios intermitentes (afluentes da margem direita do rio Parnaíba) (PIAUÍ, 2010).

Observa-se, assim, enorme potencial hídrico subterrâneo da Bacia do Parnaíba, tendo em vista que essa região é formada em sua grande maioria por rochas sedimentares, o que possibilita a presença de grande rede de aquíferos com volumes significativos de água, em quantidade e qualidade. Destaca-se, ainda, o fato de que esse manancial representa a principal fonte de água subterrânea do nordeste brasileiro, a qual não vem sendo utilizada de maneira adequada e racional, retratado pela enorme quantidade de poços clandestinos operando na região (MMA, 2006).

Exemplo marcante dessa situação, consiste no panorama em torno da sub-bacia do Gurguéia, região de ocorrência de poços artesianos jorrantes, onde foram perfurados centenas de poços nas décadas de 1970 e 1980, sem obedecer as especificações e normas construtivas adequadas, o que acaba por gerar desperdício de água, que pode ser considerada como uma situação de conflito em torno dos recursos hídricos da bacia (MMA, 2006).

A densidade média da Bacia Hidrográfica do rio Parnaíba, em 2018, era de 14,73 hab./km², que pode ser considerada muito baixa, estando situada abaixo da densidade demográfica do Brasil (22,43 hab./km²) e da região Nordeste brasileira (34,15 hab./km²). Nesse sentido, grande parte da bacia (cerca de 75%) é composta por terras do Piauí, que historicamente apresentam índices de densidade demográfica entre os mais baixos do País – 12,40 hab./km² em 2018 – e a menor densidade entre os Estados nordestinos, o que contribui para descrever o valor da bacia como um todo (CODEVASF, 2010; IBGE, 2018).

Para o ano de 2010, em relação ao Estado do Maranhão, de um total de 38 municípios integrantes da Bacia do Parnaíba, 24 desses possuíam menos de 20 mil habitantes (cerca de 60%). A porção maranhense da bacia era composta por 62% de sua população vivendo no meio urbano e 38% no meio rural, apresentando densidade demográfica média de 15,77 hab./km². As principais localidades de adensamento populacional no Maranhão são representadas pelos municípios de Timon (155.396 hab.), Caxias (155.202 hab.) e Balsas (83.537 hab.) (CODEVASF, 2010; IBGE, 2018).

Para o Estado do Piauí, dos 222 municípios componentes da bacia, 197 possuíam menos de 20 mil habitantes (cerca de 90%). A população urbana da parte piauiense da bacia representava 66% de seu total e a rural 34%, com densidade demográfica média de 12,67 hab./km². As principais localidades de adensamento populacional no Estado do Piauí são representadas pelos municípios de Teresina (814.439 hab.), Parnaíba (145.729 hab.), Picos (73.417 hab.), Piri-piri (61.840 hab.) e Floriano (57.707 hab.) (CODEVASF, 2010; IBGE, 2018).

Dos 19 municípios do Ceará que integram a Bacia do Parnaíba, seis desses tinham menos de 20 mil habitantes em 2010 (cerca de 30%). Já a distribuição dessa população entre os meios urbano e rural, era de 54% e 46% respectivamente, enquanto que a densidade demográfica média da porção cearense da bacia era de 37,35 hab./km². As principais localidades de adensamento populacional no Ceará são representadas pelos municípios de Crateús (72.853 hab.), Tianguá (68.901 hab.) e Viçosa do Ceará (54.961 hab.) (CODEVASF, 2010; IBGE, 2018).

Fazendo uma análise geral da Bacia do Parnaíba, tem-se o seguinte: de um total de 279 municípios que a compõem, 227 possuíam menos de 20 mil habitantes no ano de 2010, o que representa cerca de 80% de seus municípios inseridos nessa situação. Já, com relação a distribuição da população da bacia entre a zona urbana e rural, 64% estava inserida no meio urbano enquanto que 36% estava no meio rural (CODEVASF, 2010; IBGE, 2018).

De modo geral, verifica-se que a Bacia do Parnaíba apresenta um panorama de concentração populacional em poucas localidades, principalmente, nas regiões litorâneas e nas proximidades de Teresina, e de dispersão populacional na maioria da bacia, onde a porção sul (região do cerrado) e da região semiárida da bacia apresentam as menores densidades populacionais. Isso demonstra notável irregularidade na distribuição espacial da população na região, o que teoricamente pode: sobrecarregar as estruturas hídricas existentes nos municípios mais adensados; inviabilizar técnico-economicamente a implantação de novas estruturas ou

dificultar o acesso das populações às estruturas existentes nos municípios de menor densidade demográfica (CODEVASF, 2010; IBGE, 2018).

Apesar de existir disponibilidade de água para as demandas existentes na bacia, essa água, a despeito de sua população, também não se distribui de forma homogênea na região, o que gera conflitos e situações de dificuldade de acesso a esse recurso ambiental. Desse modo, este cenário demanda o adequado planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos para que a população da bacia possa ter suas necessidades supridas (MMA, 2006).

Um dos aspectos que interfere na disponibilidade hídrica das bacias hidrográficas consiste na evapotranspiração. Assim, a Bacia do Parnaíba apresenta valor anual médio de cerca de 1.000 mm de evapotranspiração. Ao proceder o balanço entre precipitação e evapotranspiração, verifica-se que mais de 90% da precipitação da bacia é transformada em evapotranspiração real, sendo que a média nacional gira em torno de 60% (MMA, 2006). Ou seja, grande parte do volume precipitado da Bacia do Parnaíba retorna à atmosfera em forma de vapor de água, o que compromete a alimentação dos corpos hídricos da região.

A Bacia do Parnaíba, também, é caracterizada por apresentar déficit hídrico em diversas localidades, principalmente na sua porção semiárida, em virtude da distribuição irregular das precipitações na bacia, da baixa umidade relativa do ar e da alta evapotranspiração. Dessa forma, observam-se quantidades mínimas de água no solo no período de estiagem, enquanto que no período úmido, apresentam-se valores superiores a 80 mm de água, o que retrata a influência da sazonalidade das precipitações na bacia e das altas taxas de evapotranspiração (MMA, 2006).

Esse panorama envolvendo o déficit hídrico, aliado ao manejo do solo e a remoção da cobertura vegetal na região, influencia diretamente para que parte da Bacia seja sujeita à desertificação. Desse modo, segundo MMA (2006), a Bacia Hidrográfica do Parnaíba está quase totalmente enquadrada como suscetível à desertificação, predominantemente nas regiões semiáridas e sub-úmidas secas, cujo bioma é o da Caatinga, com exceção de alguns municípios da Sub-bacia Parnaíba 01 (Balsas) e Parnaíba 02 (Alto Parnaíba).

Quanto a disponibilidade hídrica superficial, adotando como referência as informações contidas nos “Relatórios de Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil”, dos anos de 2009, 2013 e 2017, elaborados pela ANA, verifica-se que a Região Hidrográfica do Parnaíba representam menos de 0,5% de suas correspondentes nacionais, respectivamente, 179.516 m³/s (vazão média nacional) e 91.071 m³/s (disponibilidade hídrica nacional), denotando a baixa distribuição dessa Região Hidrográfica para a disponibilidade hídrica nacional comparado às demais Regiões Hidrográficas brasileiras.

Ainda, sobre a disponibilidade hídrica superficial, segundo ANA (2012), a Bacia do Parnaíba é de 1.795 m³/hab. ano, o que caracteriza uma situação ligeiramente confortável, haja visto a classificação adotada pela UNESCO, quanto à disponibilidade hídrica *per capita*.

Para maior precisão sobre a disponibilidade hídrica da Bacia do Parnaíba faz-se necessário conhecer a qualidade de seus corpos hídricos, sendo o lançamento de esgotos *in natura*, um dos fatores que mais contribuem para a deterioração da qualidade da água, podendo resultar em aumento da eutrofização dos rios.

Esse processo é agravado pelo grande número de rios intermitentes nessas sub-bacias, que, em épocas de estiagem, apresentam vazões muito baixas, com limitada capacidade de assimilar as cargas orgânicas e acabam por consumir grande parte do oxigênio dissolvido. Nesse contexto, destaca-se a sub-bacia Parnaíba 06 (Poti/Parnaíba), que abrange parte da Grande Teresina, principal aglomerado urbano da Bacia do Parnaíba e de maior contingente populacional e, conseqüentemente, região que mais exerce pressão sobre a qualidade dos recursos hídricos (MMA, 2006).

Verifica-se na Bacia do Parnaíba o predomínio do uso para irrigação em detrimento dos outros usos dos recursos hídricos disponíveis. A demanda de irrigação é de 37,4 m³/s, correspondendo a 73% da demanda total da bacia, que é estimada em 50,8 m³/s de vazão de retirada, que por sua vez representa 6,6% da vazão média da bacia e 13,4% da disponibilidade hídrica superficial da bacia, levando em conta o ano de referência de 2010 (RODRIGUES, 2013).

A demanda por irrigação na Bacia do Parnaíba acompanha a tendência nacional em que este é o principal setor usuário dos recursos hídricos do país. No geral, um dos motivos para os altos valores de retirada de água para esse uso específico, decorre do fato da agricultura irrigada ter sido adotada como estratégia de desenvolvimento regional pelo Governo Federal, tendo em vista os benefícios advindos do aumento da oferta de alimentos e de preços menores em relação àqueles produzidos em áreas não irrigadas, devido ao aumento da produtividade. Assim, a área irrigada da Bacia do Parnaíba, com base no ano de 2010, é de 63.736 hectares, que representa 1,2% dos 5,4 milhões de hectares no Brasil (ANA, 2012).

A Bacia do rio Parnaíba faz parte da nova fronteira agrícola brasileira, que compreende os estados do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia, região denominada MATOPIBA, considerada a quarta maior produtora de grãos em nível nacional, tendo como principais cultivos, a soja e o milho (EMBRAPA, 2018).

O estado do Piauí é o terceiro maior produtor de grãos do Nordeste do Brasil, ficando atrás apenas da Bahia e do Maranhão (HIRAKURI e LAZZAROTTO, 2014). Esse fato

contribuiu para que sejam encontrados agrotóxicos (GUERRA, 2019). No entanto, de acordo com dados do Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (SISAGUA), não existe monitoramento dessas substâncias ao longo da Bacia do rio Parnaíba, fato que pode ser um risco para a segurança hídrica do manancial (BRASIL, 2018).

A maior demanda da bacia é para o abastecimento urbano, apresentando 16% do montante estimado para a bacia, em que os maiores valores de retirada estão localizados nas proximidades no município de Teresina, onde predomina o uso urbano. Em seguida, com reduzidos valores, vem a demanda animal com 5%, a industrial com 3% e a rural com 3% (ANA, 2012).

Na Bacia do Parnaíba destacam-se, também, os usos não consultivos referentes à hidroeletricidade, navegação, extrativismo (pesca, cata de caranguejos e carcinocultura), recreação, lazer e turismo (ANA, 2012).

De acordo com a demanda, verifica-se que a gestão dos recursos hídricos da bacia do Parnaíba é o principal fator que contribuiu para instalação de conflitos e dos problemas diversos com relação ao uso da água. Dentre outros aspectos, a fragilidade dos processos de gestão hídrica pode ser retratada de forma geral pelo baixo nível de implementação dos instrumentos instituídos pela legislação vigente.

Dentro deste contexto foi realizada comparação da situação da gestão dos recursos hídricos entre as 12 regiões hidrográficas brasileiras, identificando o nível de implementação de alguns instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos, bem como o nível de institucionalização dessa região pela existência de Comitês de Bacia (ANA, 2012).

Percebe-se, então, que é grave a situação da Bacia do rio Parnaíba em relação à gestão da água, de tal modo que fica evidente que toda e qualquer ação destinada a resolver efetivamente os problemas envolvendo seus recursos hídricos, deve ser pautada por aspectos que envolvam o fortalecimento institucional com vistas à implantação e melhoria dos instrumentos de gestão (ANA, 2012).

O principal ponto positivo relacionado à gestão diz respeito a existência dos Planos de Recursos Hídricos dos Estados do Ceará e Piauí, enquanto que o Maranhão ainda está trabalhando pelo início da elaboração de seu Plano Estadual de Recursos Hídricos. Entretanto, como essa é uma bacia federal, composta pelos três referidos Estados, faz-se necessário que exista um Plano de Recursos Hídricos Interestadual, pois esse tipo de instrumento possui o diferencial de minimizar a influência das divisões político-administrativa na gestão dos recursos hídricos. Outro ponto positivo foi a criação do Comitê de Bacia Hidrográfica, a partir da Resolução nº 94/2018, do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH). Verifica-se que

Bacia do rio Parnaíba o instrumento de outorga é incipiente, o que prejudica a regulação e explica diversos conflitos e problemas instalados, tendo em vista que atua para a minimização dos conflitos pelo uso da água.

4 MATERIAL E MÉTODOS

A seguir são apresentados aspectos relativos à área de estudo e procedimentos metodológicos adotados para a realização desta pesquisa.

4.1 Caracterização da área de estudo

A cidade de Teresina caracteriza-se por apresentar vegetação típica de cerrado, representada por uma cobertura vegetal de médio porte e densa, assim como matas de coqueirais. Os solos são os do tipo latossolos amarelos e podzóicos vermelho-amarelo. As temperaturas médias são de 22,2°C mínimas e máximas de 34,0°C, com os meses de maior incidência de chuvas entre de janeiro e abril, oscilando entre 193,8 a 335,5mm. A umidade relativa do ar apresenta média mensal variando de 55,2% nos meses de setembro a outubro, e 82,0% nos meses de março a abril, com taxa anual de 69,9%. Segundo a classificação de Köppen, o clima recebe a denominação Aw, sendo tropical e chuvoso, com inverno seco e verão chuvoso (PMT, 2015).

O município é banhado por dois grandes rios: Parnaíba e Poti, que percorrem 55,57 km² de sua superfície, e na zona rural o total é de 58,81 km². A cidade encontra-se situada na grande bacia do rio Parnaíba, que é constantemente alimentada por águas subterrâneas de aquíferos, o que lhe garante uma situação privilegiada (PMT, 2015).

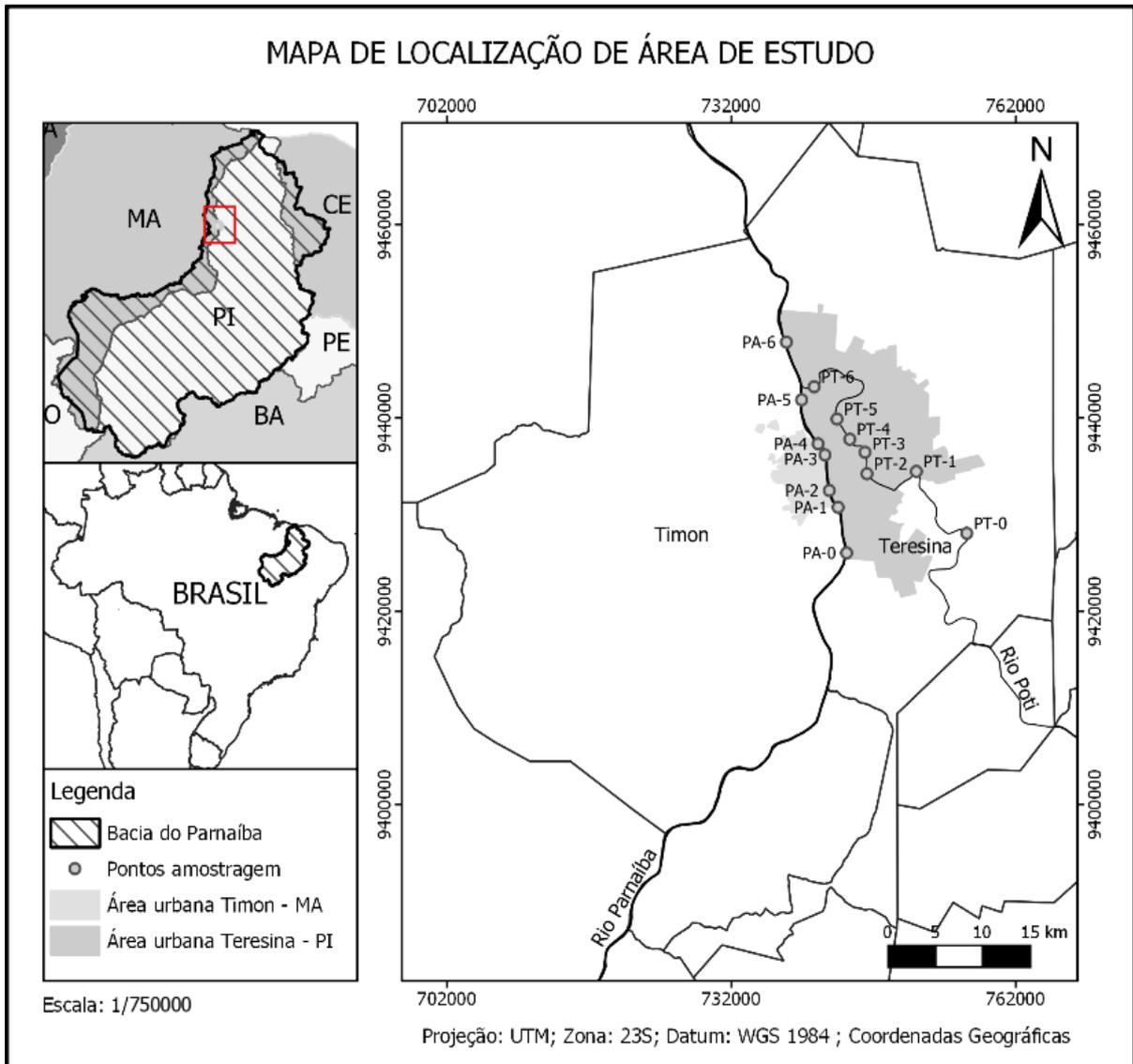
O território municipal é dividido administrativamente em quatro regiões: sul, sudeste, leste, centro-norte, as quais possuem planos de desenvolvimento urbano e rural conduzidos pela Superintendência de Desenvolvimento Urbano (SDU) e Superintendência de Desenvolvimento Rural (SDR) de Teresina (PMT, 2015).

A área metropolitana da capital faz parte da Região Integrada de Desenvolvimento da Grande Teresina (RIDE), sendo composta pelos municípios de Teresina, Altos, Beneditinos, Coivaras, Currálinhos, Demerval Lobão, José de Freitas, Lagoa Alegre, Lagoa do Piauí, Miguel Leão, Monsenhor Gil, Nazária, Pau D'arco e União, no Estado do Piauí, além do município de Timon, que pertence ao Estado do Maranhão (PMT, 2015).

A escolha da área de estudo foi baseada em estudos prévios realizados nos rios Poti por Oliveira (2012) e Parnaíba por Rocha (2013), que obedeceram a critérios como: abrangências da área de estudo (áreas urbanas de Teresina e Timon), facilidade de acesso ao

local, partindo de pontos com pouca intervenção urbana até regiões mais urbanizadas próximas áreas de captação no manancial de acordo com a Figura 1.

Figura 1 - Localização da área de estudo



Fonte: Do próprio autor

Para amostragem foram selecionados 14 pontos de coleta ao longo do trecho urbano da cidade de Teresina-PI, sendo sete ao longo do rio Parnaíba e sete no rio Poti. Os pontos foram escolhidos levando em consideração a urbanização da região. Os locais foram denominados PA-0, PA-1, PA-2, PA-3, PA-4, PA-5, PA-6 (pontos no rio Parnaíba) e PT-0, PT-1, PT-2, PT-3, PT-4, PT-5, PT-6 (pontos no rio Poti).

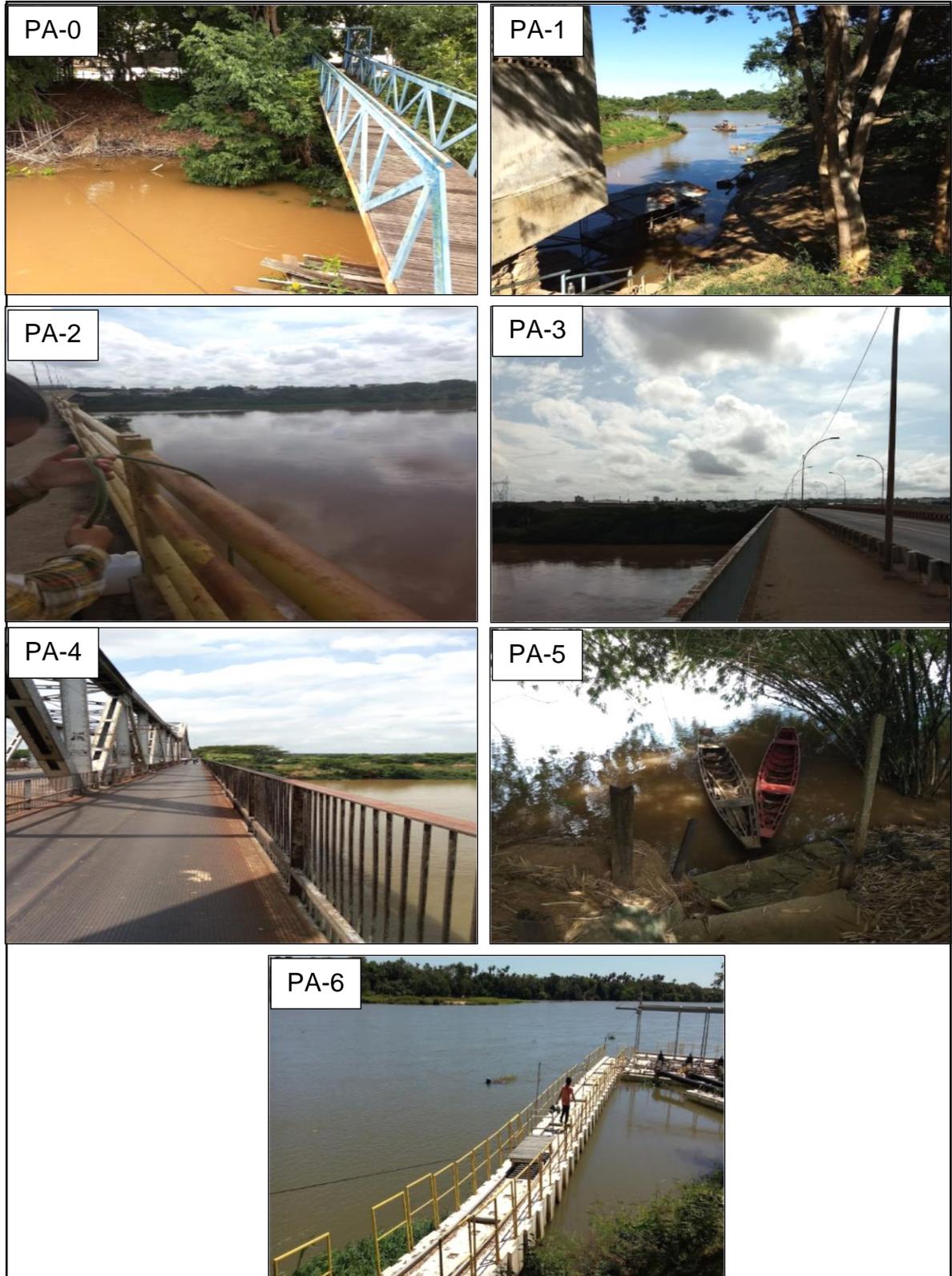
Em relação aos locais escolhidos para o monitoramento, PA-0 e PT-0 estão mais distantes do centro urbano da cidade de Teresina. Já PA-1 e PA-6 estão localizados nos pontos de captação de água no manancial para abastecimento. A Tabela 1 apresenta a localização geográfica dos pontos de amostragem e as Figuras 2 e 3 suas imagens.

Tabela 1 – Pontos de coleta das variáveis físico-química e biológicas nos rios Poti e Parnaíba, de novembro de 2015 a novembro de 2017.

Pontos de Coleta	Local	Latitude	Longitude
PA-00	Atlântic City Náutico	5°11'19.96"S	42°47'50.88"O
PA-01	Estação de Tratamento de Água (ETA-Sul)	5° 8'46.78"S	42°48'20.41"O
PA-02	Ponte Eng. Antônio Noronha (Ponte Nova)	5° 7'50.08"S	42°48'50.90"O
PA-03	Ponte José Sarney (Ponte da Amizade)	5° 5'50.31"S	42°49'6.06" O
PA-04	Ponte João Luís Ferreira (Ponte Metálica)	5° 5'12.97"S	42°49'29.81"O
PA-05	Avenida Boa Esperança	5° 2'12.65"S	42°50'22.13"O
PA-06	Estação de Tratamento de Água (ETA-Norte)	4°59'30.97"S	42°51'19.38"O
PT-00	Usina Santana	5°10'12.55"S	42°40'59.44"O
PT-01	Curva São Paulo	5° 6'44.88"S	42°43'52.97"O
PT-02	Ponte Presidente Tancredo Neves	5° 6'53.28"S	42°46'41.97"O
PT-03	Ponte Wall Ferraz	5° 5'40.77"S	42°46'49.06"O
PT-04	Ponte Juscelino Kubitschek (Ponte da Frei Serafim)	5° 4'57.23"S	42°47'41.23"O
PT-05	Ponte Ministro Petrônio Portella (Ponte da Primavera)	5° 3'49.41"S	42°48'25.36"O
PT-06	Ponte Mariano Castelo Branco (Ponte do Poti Velho)	5° 2'0.94"S	42°49'44.02" O

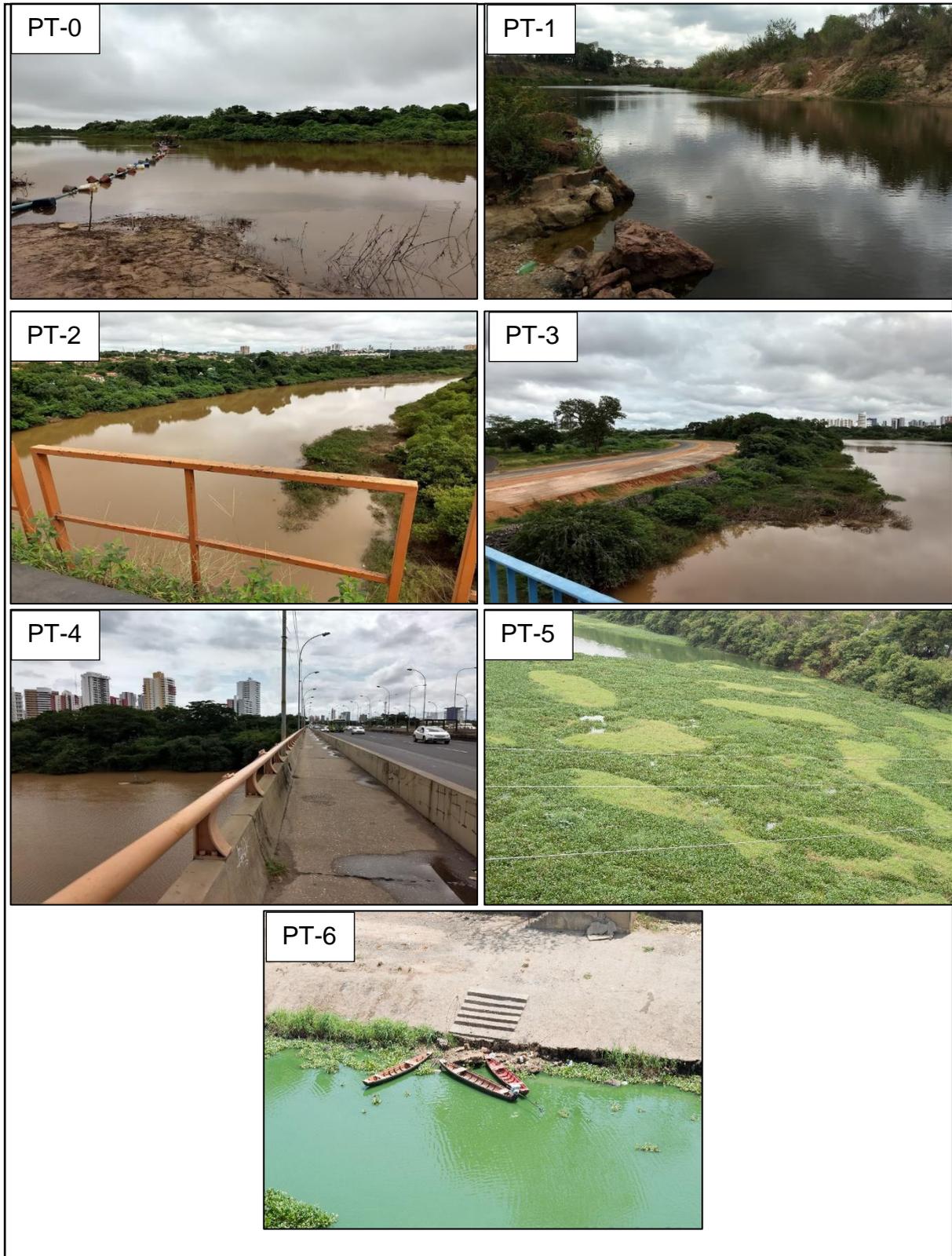
Fonte: Pesquisa direta

Figura 2 - Locais de coleta no rio Parnaíba. PA-0. Atlântic City Náutico; PA-1. ETA-Sul(Distrito Industrial); PA-2. Ponte Eng. Antônio Noronha (Ponte Nova); PA-3. Ponte José Sarney (Ponte da Amizade); PA-4. Ponte João Luís Ferreira (Ponte Metálica); PA-5. Avenida Boa Esperança; PA-6. ETA-Norte (Santa Maria da Codipi)



Fonte: Do próprio autor

Figura 3 - Locais de Coleta no rio Poti. PT-0. Usina Santana; PT-1. Curva São Paulo; PT-2. Ponte Presidente Tancredo Neves; PT-3. Ponte Wall Ferraz; PT-4. Ponte Juscelino Kubitschek; PT-5. Ponte Ministro Petrônio Portella; PT-6. Ponte Mariano Castelo Branco.



Fonte: Do próprio autor

4.2 Metodologia Experimental

A seguir serão apresentados os métodos adotados neste estudo para avaliação sazonal da qualidade da água nos rios Poti e Parnaíba baseando em aspectos físico-químicos e biológicos, confrontando com a percepção dos gestores sobre a segurança hídrica do rio Parnaíba.

4.2.1 Sazonalidade da Precipitação Pluviométrica

Para compreensão da variação da pluviosidade foi utilizada a série histórica de precipitação com dados de 1914 a 2017. Esses dados de precipitação foram obtidos a partir da estação meteorológica registrada sob o código 00542012 (Teresina – CHESF) e que estão disponíveis na Agência Nacional de Águas (ANA) através da plataforma on-line HidroWeb. Para o preenchimento das falhas utilizou-se do método da média aritmética, segundo Bertoni e Tucci (2009).

A definição dos períodos seco e chuvoso baseou-se na média aritmética da variação mensal de precipitação correspondente ao período histórico. Dessa forma, foram considerados como período chuvoso os meses com valores de precipitação acima da média e período seco, os meses com valores abaixo da média. A variação da precipitação compreendida no período foi comparada à série histórica com intuito de verificar a ocorrência de comportamento típico.

4.2.2 Análise físico-química e bacteriológica

A avaliação da qualidade da água dos rios Parnaíba e Poti incluiu os indicadores de qualidade físicos, químicos e biológicos ao longo do percurso na área urbana de Teresina.

As campanhas de amostragem foram realizadas com periodicidade mensal de novembro de 2015 a novembro de 2017. 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 da água, oxigênio dissolvido (OD), turbidez, potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica, sólidos totais, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrato, fósforo total, *Escherichia coli* (*E. coli*) e clorofila-*a*. Já bimestralmente foi quantificada a presença da cianotoxina microcistina-LR nos pontos PA-0 e PA-6 no rio Parnaíba, PT-0 e PT-5 no rio Poti. A maioria destas variáveis foram escolhidas por serem utilizadas como indicadoras de contaminação ocasionada pela ação antrópica.

A temperatura da água e a concentração do oxigênio dissolvido foram medidas *in situ* e para a determinação das demais variáveis foram coletadas amostras de água e armazenadas em frascos de vidro, polietileno. Para a análise bacteriológica, utilizam-se sacos esterilizados da marca *Nasco Whirl-Pak* com capacidade de 100 mL, estas 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 (2005) (Tabela 2).

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

Parâmetros	Método
Temperatura	Termometria
Turbidez	Nefelométrico
Sólidos totais	Gavimétrico
Condutividade	Potenciométrico
pH	Potenciométrico
Fósforo total	Colorimétrico
Nitrogênio (Nitrato)	Colorimétrico
DBO _{5,20}	Winckler (Titulométrico)
OD	Oxímetro
<i>Escherichia coli</i> (<i>E. coli</i>)	Substrato Cromogênico (Colilert)
Clorofila- <i>a</i>	Colorimétrico (MARKER <i>et al.</i> , 1980)
Microcistina	Teste ELISA (INCONEX®)

Fonte: APHA (2005). Adaptado

A partir dos dados gerados no campo e das análises de laboratório, aplicou-se a estatística descritiva (média, mediana, mínimo e máximo) das variáveis analisadas, as quais foram então comparadas com padrões de qualidade da água estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005) e da Portaria de Consolidação n° 5 de 2017 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2017). O Índice de Qualidade da Água (IQA) foi calculado pelo produto ponderado das notas atribuídas a cada um dos nove parâmetros indicadores, enquadrando-se, assim, os corpos d'água em cinco classes de qualidade: Ótima ($80 \leq IQA \leq 100$), Boa ($52 \leq IQA \leq 80$), Regular ($37 \leq IQA \leq 52$), Ruim ($20 \leq IQA \leq 37$) e péssima ($0 \leq IQA \leq 20$) de acordo com CESTESB (2017). As diferenças entre os pontos e períodos sazonais (seco e chuvoso) foram obtidas por meio do teste paramétrico ANOVA, com nível de significância de 5%. Para quantificar o grau de associação entre as variáveis da qualidade da água os dados foram submetidos a Análise de Componentes Principais (ACP).

4.2.3 Comunidade fitoplanctônica

Para o estudo qualitativo e quantitativo do fitoplâncton foram coletadas amostras na superfície da água. Tais amostras foram acondicionadas em frascos de polietileno, com capacidade de 300 mL, devidamente etiquetados, os quais foram fixadas em solução de formol a 4%, neutralizada com tetraborato de sódio P.A ($\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$).

As populações foram identificadas, sempre que possível em nível infragenérico, utilizando-se técnicas apropriadas para análise das características morfológicas e morfométricas, com o auxílio de microscópio óptico e equipamento fotográfico. Os sistemas de classificação adotados para as cianobactérias foi o de Komárek e Anagnostidis (2005). Para as demais classes do fitoplâncton foram utilizadas: Round (1971) para as clorofíceas, Simonsen (1979) para as diatomáceas e Bourrelly (1901, 1985) para outros grupos.

A quantificação seguiu o método descrito por Wetzel e Likens (1991), em que foi utilizada uma câmara de Petroff-Hausser, com auxílio de um microscópio óptico. Estes estudos foram realizados no Laboratório de Ficologia e Limnologia (LABFIL) da Universidade Estadual do Piauí – UESPI. Espécies de outros grupos do fitoplâncton, também, foram contabilizados para se estabelecer a proporção de dominância das cianobactérias em relação à comunidade fitoplanctônica.

Para análise da comunidade fitoplanctônica foram utilizados a Abundância Relativa (AR), Frequência de Ocorrência (F) e índices de diversidade (H'), equitabilidade (J') e riqueza (S').

A abundância relativa dos táxons foi calculada a partir da contagem dos indivíduos observados nas amostras, expressa em porcentagem seguindo as recomendações de Lobo e Leighton (1986), empregando-se a formula 1.

$$AR = \frac{N \times 100}{n} \quad (1)$$

Em que:

AR = Abundância Relativa;

N = Número de indivíduos de cada táxon na amostra;

n = Número total de indivíduos na amostra

Conforme os resultados obtidos, foi adotada a seguinte escala de abundância: >70% (Dominantes); <40% ≤ 70% (Abundantes); >10% ≤ 40% (Pouco abundantes) e ≤ 10% (Raras) (LOBO; LEIGHTON, 1986).

A frequência de ocorrência dos táxons foi expressa em porcentagem, levando-se em consideração o número de amostras nas quais cada táxon ocorreu, e o número total de amostras analisadas, aplicando método descrito por Mateucci e Colma (1982), empregando-se a fórmula 2.

$$F = \frac{M \times 100}{m} \quad (2)$$

Em que:

F = Frequência de ocorrência;

M = número de amostras em que o táxon ocorreu;

m = número total de amostras analisadas.

Conforme os resultados obtidos, foi adotada a seguinte escala: >70% (muito frequente); >40% ≤ 70% (frequente); >10% ≤ 40% (pouco frequente); ≤ 10% (esporádica) (MATEUCCI; COLMA, 1982).

Para o cálculo da diversidade específica (H') utilizou-se o índice Shannon (1948), sendo os resultados apresentados em bits cel⁻¹, considerando-se que 1 bit equivale a uma unidade de informação e a diversidade específica, empregando-se a fórmula 3.

$$A = - \sum p_i \times \log_2 p_i \quad \therefore \quad p_i = \frac{N_i}{N} \quad (3)$$

Onde:

p_i = probabilidade de coleta da espécie "i" na população;

N_i = número de células de cada espécie;

N = número total de células, sendo os resultados expressos em bits.cel⁻¹.

De acordo com Valentin *et al.* (1991), esses valores podem ser enquadrados na seguinte classificação: ≥ 3,0 bits.cel⁻¹ (alta diversidade); <3,0 ≥ 2,0 bits cel⁻¹ (média diversidade); <2,0 ≥ 1,0 bits cel⁻¹ (baixa diversidade) e <1,0 bits cel⁻¹ (diversidade muito baixa).

A equitabilidade, também denominada índice de uniformidade, foi calculada a partir do índice de Shannon, de acordo com a fórmula 4.

$$J = \frac{H'}{\log_2 S} \quad (4)$$

Em que:

J = equitabilidade;

H' = índice de Shannon;

S = número total de espécie em cada amostra.

A equitabilidade pode variar de 0 a 1, sendo que quanto mais próximo de 0 (zero) mais baixa será a equitabilidade. Acima de 0,5 é considerada significativa e equitativa, o que representa distribuição relativamente uniforme de todas as espécies na amostra e ao se aproximar de 1, melhor distribuídos estarão seus espécimes dentro das espécies pertencentes à comunidade, indicando elevada equitabilidade (PIELOU, 1977).

Para o cálculo da riqueza de espécies utilizou-se o proposto por Margalef (1958), expresso de acordo com a fórmula 5, baseando-se nas amostras coletadas.

$$S = \frac{s - 1}{\ln \times N} \quad (5)$$

Em que:

S = índice de riqueza;

s = número total de espécies;

N = número total de indivíduos.

Valores de riqueza maiores que 5,0 significam grande riqueza de espécies (VALENTIN *et al.*, 1991).

Para a determinação do padrão de distribuição das cianobactérias em relação aos fatores ambientais no período estudado, foi utilizada a Análise de Correlação Canônica (CCA). A estrutura da comunidade fitoplanctônica foi explorada por meio da Análise de Similaridade Percentual (SIMPER), a fim de identificar espécies caracterizantes (espécies que contribuíram consistentemente para a similaridade entre as condições analisadas) dos rios Poti e Parnaíba nos diferentes períodos sazonais e suas respectivas contribuições sazonais. As análises multivariadas foram realizadas no programa PAST. Os resultados de todas as análises foram considerados significativos quando $p \leq 0,05$.

4.2.4 Percepção dos gestores sobre a segurança hídrica do manancial

A percepção da segurança hídrica do manancial de abastecimento público (rio Parnaíba) constituiu-se como uma fase qualitativa desta pesquisa, uma vez que propõe investigar as concepções de um grupo e teve a entrevista semiestruturada com gravação em áudio como ferramenta de coleta de dados.

Para realização da entrevista foram utilizadas questões norteadoras, contendo os seguintes temas: (1) fatores que influenciam na qualidade e disponibilidade da água utilizada para o abastecimento e (2) Ações da gestão para garantir a segurança hídrica.

A seleção dos participantes foi realizada pelo método da escolha intencional, que segundo Lefèvre e Lefèvre (2003), é utilizada quando se tem conhecimento do universo a ser pesquisado. Desta forma, foram selecionados os participantes de acordo com a capacidade de tomada de decisão técnica e de gestão referente à segurança hídrica nos municípios com mais de dez mil habitantes, que utilizam a água do rio Parnaíba como manancial.

Os sujeitos selecionados foram assim distribuídos: Diretor da ARSETE (Agência Municipal de Regulação de Serviços Públicos de Teresina), Secretários Municipais de Meio Ambiente das cidades de Parnaíba, Luzilândia, Miguel Alves, União, Teresina, Timon, Floriano e Guadalupe, Superintendente de Recursos Hídricos da Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMARH) do Estado do Piauí, Diretor da Agência Reguladora dos Serviços Públicos Delegados do Estado do Piauí (AGRESPI), Superintendente Estadual da Fundação Nacional de Saúde (FUNASA) Secção Piauí, Diretor Presidente da Empresas Águas de Teresina e Águas de Timon e Diretor Presidente da empresa Águas e Esgotos do Piauí S.A (AGESPISA).

Para a análise das informações obtidas a partir das entrevistas realizadas foi utilizada a metodologia do Discurso do Sujeito Coletivo (DSC) proposta por Lefèvre e Lefèvre (2003). Os DSCs foram construídos com trechos literais das respostas individuais e sistematizadas pelo pesquisador em consonância com as questões norteadoras. A construção do DSC foi realizada pela organização e tabulação de falas, a partir do encontro de significações comuns de natureza verbal. As ideias centrais correspondentes às expressões chaves semelhantes foram selecionadas para a construção do discurso síntese que ficou expresso na primeira pessoa do singular. Foram utilizadas três fases de construção: a identificação das expressões chaves; a formulação da ideia central e o discurso síntese coletivo. As respostas obtidas foram tabuladas e avaliação final dos resultados serviu de base para diagnóstico da percepção sobre a segurança hídrica do manancial.

Por envolver seres humanos, esta pesquisa foi submetida à análise do Comitê de Ética e Pesquisa da Universidade Federal do Piauí - CEP ao qual foi aprovado sob o número CAAE 03633618.1.0000.5214, Parecer: 3.221.537 (Anexo A). O roteiro de entrevista encontra-se no Apêndice A.

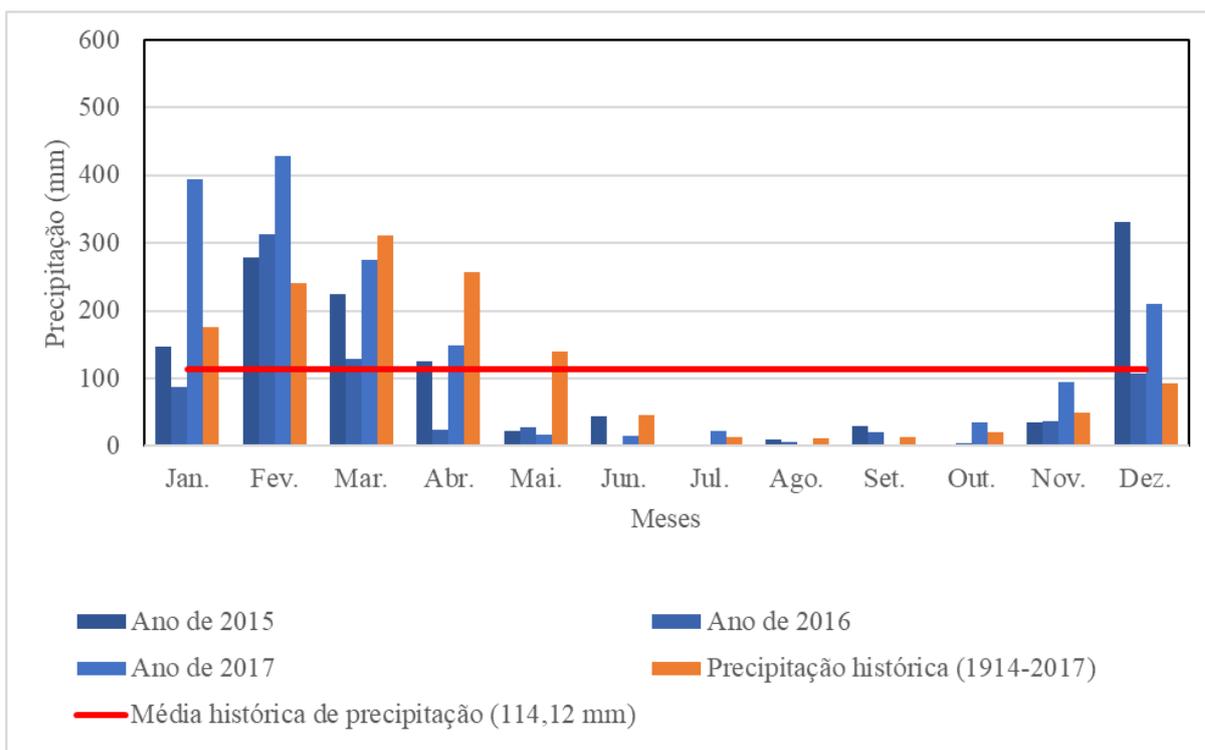
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nessa seção são apresentados os resultados referentes à sazonalidade da precipitação pluviométrica na cidade de Teresina-PI, análises da qualidade das águas dos rios Poti e Parnaíba, aspectos ecológicos da comunidade fitoplanctônica e percepções dos gestores sobre a segurança hídrica do manancial de abastecimento público.

5.1 Sazonalidade da precipitação pluviométrica na cidade de Teresina-PI

Para a definição dos períodos seco e chuvoso, considerou-se o período histórico correspondente aos anos de 1914 a 2017, cuja média foi de 114,12 mm (ANA, 2018). Por apresentarem precipitações acima da média histórica os meses de janeiro a maio foram definidos como período chuvoso, enquanto que os meses de junho a dezembro, que demonstraram valores abaixo dessa média, passam a representar o período seco (Figura 4). Esse comportamento é condizente com o esperado para a região, onde se observa estações bem definidas com chuvas no outono e verão e seca no inverno e primavera (SEMPLAN, 2002).

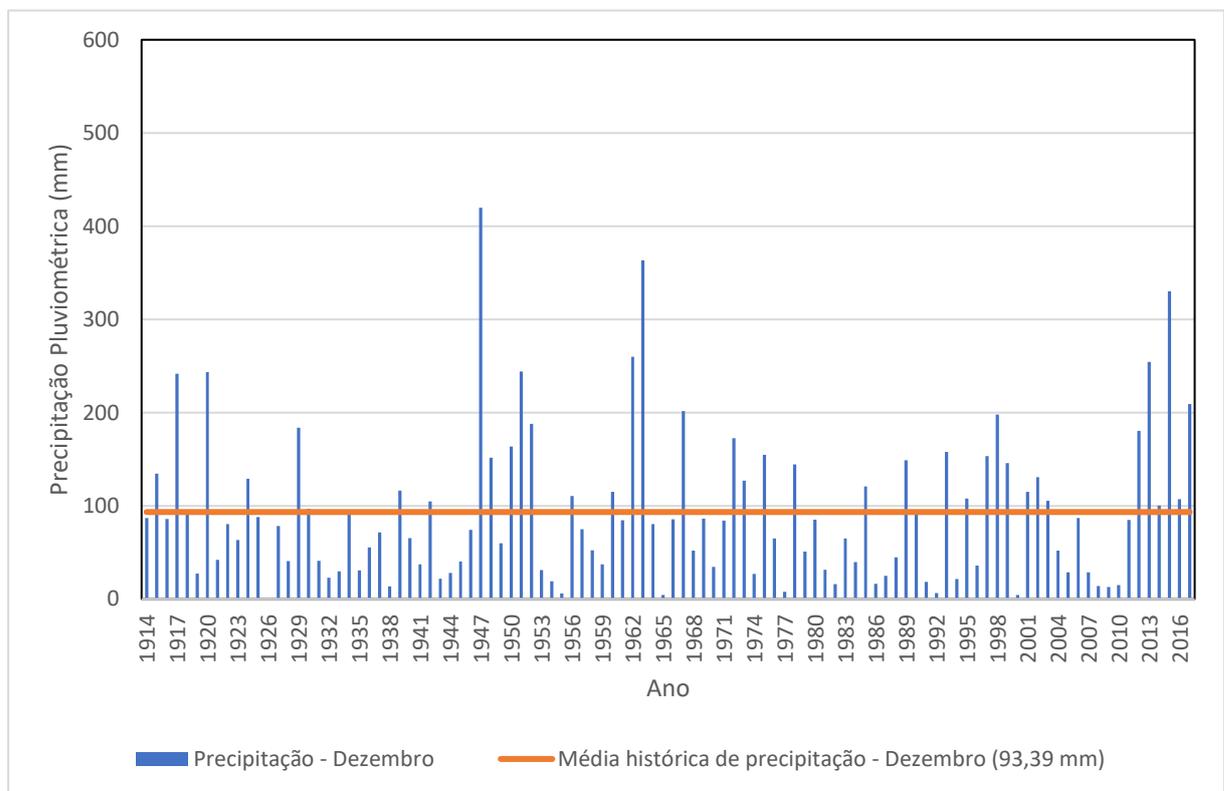
Figura 4 – Variação da precipitação mensal nos anos de 2015 a 2017 e a média histórica mensal (1914 – 2017).



Fonte: ANA (2018)

Entretanto, no período de estudo compreendido entre os anos de 2015 e 2016 verificou-se comportamento diferente, principalmente, no mês de dezembro em que ocorreram precipitações acima da média obedecendo ao comportamento cíclico de dez anos, a partir de 1914, como apresentado na Figura 5. A média de precipitação referente período seco histórico foi de 34,95 mm/mês e a do período de estudo foi de 78,46 mm/mês, tendo variação de 55,45%, com a ocorrência de aumento dos índices pluviométricos no mês dezembro.

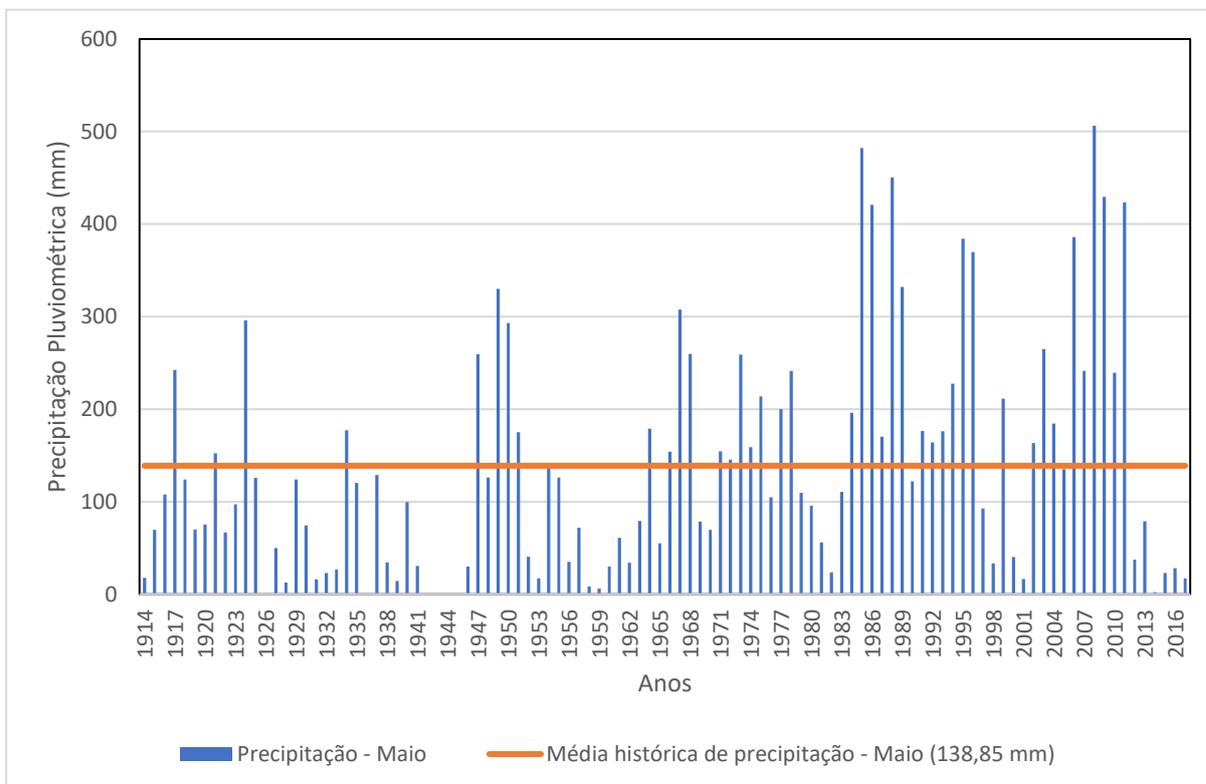
Figura 5 - Variação da precipitação no mês de dezembro entre os anos de 1914 a 2017 e a média histórica mensal.



Fonte: ANA (2018)

No período chuvoso, também, existiu comportamento atípico, ocorrendo redução das chuvas no mês de maio. Neste período, entre os anos de 2015 a 2017, a pluviosidade média foi de 184,26 mm/mês, ocorrendo diminuição de 18,90% em relação à média histórica que foi de 224,96 mm/mês. No entanto, de acordo com a Figura 6, verifica-se que o mês de maio, historicamente, é pertencente ao período chuvoso, observando-se comportamento cíclico a partir de 1914, com diminuições das chuvas entre os anos de 2015 a 2017, fato que pode ser ocasionado pela intensidade de radiação solar como afirmado por Medeiros, Holanda e França (2018).

Figura 6 - Variação da precipitação no mês de maio entre anos de 1914 a 2017 e a média histórica mensal.



Fonte: ANA (2018)

A variabilidade dos padrões de ocorrência de precipitação no município de Teresina é maior nos períodos de *La Niña* (LN) do que nos de *El Niño* (EN), ocorrendo mudanças em seu clima, pois quando ocorre EN, a sua temperatura tende a aumentar e a sensação térmica, sendo o principal fator da diminuição de chuvas na região (MENEZES; MEDEIROS; SANTOS, 2016). O fenômeno LN, ao contrário, provoca maior alívio para a cidade, pois os efeitos são de aumento no número de chuvas e queda das temperaturas, estendendo o período chuvoso de dezembro a junho (MENEZES; MEDEIROS; SANTOS, 2016).

5.2 Análise da qualidade da água dos rios Poti e Parnaíba

Os resultados do monitoramento da qualidade das águas dos rios Poti e Parnaíba mostraram que o rio Poti apresentou a pior qualidade. A melhor qualidade do rio Parnaíba está associada à sua capacidade de autodepuração de efluentes. Estes dados foram discutidos à luz da Resolução n°357/05 do Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA. Como os rios

não apresentam classificação, foi considerado que os ambientes lóticos poderiam enquadrar-se na Classe 3 de águas doces.

Nas Tabelas 3 e 4, são apresentados os resultados das variáveis por meio de valores médios nos pontos analisados, em que a diferença entre os pontos ocorre devido a interferência direta da urbanização na cidade de Teresina, tanto no rio Poti quanto no Parnaíba, que possuem trechos com pontos de despejo de esgoto nos rios, como verificado por Rocha (2013).

Tabela 3 – Valores médios dos parâmetros de qualidade da água nos rios Poti e Parnaíba no período seco (junho a dezembro) de acordo com os pontos de coleta e período de estudo (novembro de 2015 a novembro de 2017).

Ponto	E. coli (NPM 100 mL⁻¹)	DBO (mg L⁻¹)	OD (mg L⁻¹)	Nitrato (mg L⁻¹)	Fósforo total (mg L⁻¹)	Temperatura (°C)	Turbidez (UNT)	Sólidos totais (mg L⁻¹)	pH	Condutividade (µS cm⁻¹)	Clorofila-a (µg L⁻¹)
PT-0	31,17	0,74	6,97	0,03	0,03	29,02	14,17	204,29	7,83	251,79	10,23
PT-1	70,72	1,43	7,00	0,11	0,05	30,74	14,97	220,00	7,81	272,26	19,11
PT-2	258,17	1,97	7,17	0,10	0,06	31,36	28,79	261,43	7,82	299,83	34,20
PT-3	147,77	1,97	7,52	0,10	0,05	31,19	26,01	260,00	7,97	316,23	33,28
PT-4	1414,08	2,44	6,94	0,15	0,08	31,45	32,73	264,29	7,95	322,25	30,09
PT-5	6112,10	3,58	6,69	0,09	0,11	32,24	42,37	291,43	8,00	329,60	42,29
PT-6	625,95	3,98	7,84	0,38	0,09	32,61	44,92	291,43	8,08	320,61	55,46
PA-0	44,67	0,72	7,29	0,06	0,03	29,11	32,19	74,67	7,66	42,13	10,95
PA-1	424,06	0,86	7,32	0,08	0,03	29,67	32,34	84,00	7,42	39,40	18,52
PA-2	32,61	1,53	7,06	0,07	0,03	30,03	31,48	74,67	7,29	35,48	18,53
PA-3	359,40	1,53	6,93	0,07	0,03	30,34	31,68	70,67	7,21	37,70	15,41
PA-4	1220,49	1,81	6,99	0,05	0,05	30,53	33,35	93,33	7,27	38,21	22,52
PA-5	1255,43	1,91	6,84	0,06	0,05	30,62	30,88	82,67	7,24	39,41	18,24
PA-6	204,39	1,57	6,96	0,07	0,04	31,10	16,14	84,00	7,27	45,19	19,16
Limite											
CONAMA	1.000,00	5,00	>5,00	10,00	0,05	**	100	500,00	6 a 9	**	30,00

Fonte: Pesquisa direta

Tabela 4 - Valores médios dos parâmetros de qualidade da água nos rios Poti e Parnaíba no período chuvoso (janeiro a maio) de acordo com os pontos de coleta e período de estudo (novembro de 2015 a novembro de 2017).

Ponto	E. coli (NPM 100 mL ⁻¹)	DBO (mg L ⁻¹)	OD (mg L ⁻¹)	Nitrato (mg L ⁻¹)	Fósforo total (mg L ⁻¹)	Temperatura (°C)	Turbidez (UNT)	Sólidos totais (mg L ⁻¹)	pH	Condutividade (µS cm ⁻¹)	Clorofila-a (µg L ⁻¹)
PT-0	422,68	1,33	7,03	0,05	0,04	28,48	67,02	134,00	7,04	174,76	25,14
PT-1	468,24	1,52	6,96	0,14	0,04	30,08	78,08	130,00	7,13	128,05	21,48
PT-2	1087,70	1,49	6,72	0,08	0,05	30,31	98,72	98,00	7,21	118,27	21,75
PT-3	1600,70	1,67	6,23	0,07	0,04	30,39	100,48	118,00	7,15	122,34	16,66
PT-4	3186,55	1,28	6,01	0,07	0,04	30,50	104,92	122,00	7,19	124,87	59,42
PT-5	6772,60	2,33	5,94	0,08	0,04	31,02	108,77	114,00	7,25	127,81	48,33
PT-6	3750,00	2,39	6,36	0,28	0,05	30,63	74,87	152,00	7,15	181,14	36,88
PA-0	328,84	0,74	7,43	0,05	0,04	28,60	66,84	64,00	7,49	54,46	20,37
PA-1	419,04	0,92	7,35	0,06	0,04	29,37	95,27	94,00	7,30	59,27	17,77
PA-2	211,42	1,12	7,13	0,05	0,04	29,80	75,01	86,00	7,31	51,55	21,99
PA-3	309,44	1,35	6,97	0,04	0,04	30,11	66,12	74,00	7,32	50,39	20,83
PA-4	1208,02	1,14	6,88	0,05	0,04	30,14	75,61	80,00	7,24	52,58	23,82
PA-5	1614,74	1,59	7,00	0,08	0,04	30,05	70,90	94,00	7,45	65,13	31,22
PA-6	1054,82	2,03	6,85	0,09	0,06	30,35	86,92	98,00	7,22	79,85	33,38
Limite											
CONAMA	1.000,00	5,00	>5,00	10,00	0,05	**	100	500,00	6 a 9	**	30,00

Fonte: Pesquisa direta

De acordo com a Resolução CONAMA n° 357/05 e os resultados das médias apresentadas nas Tabelas 4 e 5, observa-se que nos pontos PT-4, PT-5 e PT-6 ocorreram valores em discordância com os parâmetros estabelecidos. Dentre eles, os mais prevalentes foram *E. coli*, Fósforo total e Clorofila-*a*.

Os valores médios e desvios *E. coli* registrados no período seco e chuvoso estão demonstrados na Tabela 6. O teste t demonstrou diferença sazonal significativa de *E. coli* apenas nos pontos PT-0, PT-1, PT-2, PT-3 e PT-6 ($p < 0,05$). No período chuvoso foram detectadas diferenças significativas ($F=4,25$; $p < 0,05$) no PT-5 em relação ao ponto PT-0. No período seco foram observadas diferenças significativas ($F=11,30$; $p < 0,05$) no ponto PT-5 em relação à PT-0, PT-1, PT-2, PT-3, PT-4 e PT-6 (Tabela 5).

Na variação da contagem de células de *Escherichia coli*. entre as coletas realizadas, observa-se que os valores mais elevados ocorreram no período chuvoso nos pontos PT-4, PT-5 e PT-6. De acordo com os dados apresentados, o período chuvoso apresentou os maiores valores na densidade, corroborando com a afirmação de Sterk *et al.* (2016), que explica a influência dos fatores climáticos sobre a precipitação, fato decorrente do aumento do escoamento superficial, influenciando no aumento da densidade de *E. coli*., permitindo afirmar que estes altos níveis de microrganismos fecais são umas das principais causas de poluição em águas superficiais. Estes elevados níveis representam grande preocupação para a saúde pública, sendo necessário monitoramento frequente (JOVANOVIC *et al.*, 2017).

Tabela 5 - Resultados do parâmetro *E. coli* nos sete pontos amostrais, sazonalmente, no rio Poti (novembro de 2015 a novembro de 2017).

<i>E. coli</i> (NPM 100 mL ⁻¹)				
Pontos	Teste-t	Valor p*	Média ± DP	
			Período Seco	Período Chuvoso
PT-0	6,03	0,001	31,17 ± 39,01	422,68 ± 249,15
PT-1	2,68	0,010	70,72 ± 136,82	468,24 ± 554,46
PT-2	2,58	0,010	258,16 ± 438,76	1087,70 ± 1133,32
PT-3	3,53	0,001	147,76 ± 252,29	1600,70 ± 1580,16
PT-4	1,67	0,100	1414,08 ± 1782,31	3186,55 ± 3501,60
PT-5	0,23	0,810	6112,10 ± 6421,64	6772,60 ± 7473,75
PT-6	3,17	0,004	625,95 ± 659,25	3750,00 ± 3769,60

* Teste *t* de Student; DP: Desvio padrão

Em todos os pontos houve valores maiores que o limite de 1.000 NPM 100 mL⁻¹, que é o valor recomendado pela legislação para rios classe 2 e coincidindo com o período chuvoso, podendo ser ocasionado pelas fontes pontuais de lançamento de esgotos sanitários, fato observado de forma semelhante no estudo de Medeiros, Silva e Lins (2018).

No rio Parnaíba, para a variação da contagem de célula de *E. coli* entre as coletas realizadas, os valores mais elevados foram observados no período chuvoso PA-5, com média no valor de 1.205,03 NPM 100 mL⁻¹, com densidades variando de 450,8 NPM 100 mL⁻¹ a 4.479,6 NPM 100 mL⁻¹ (Tabela 6).

Os valores médios e desvios *E. coli* registrados no período seco e chuvoso estão apresentados na Tabela 6. Pelo teste t, observou-se diferença sazonal significativa de *E. coli*, apenas nos pontos PA-2 e PA-6 (p<0,05). No período chuvoso foram detectadas diferenças significativas (F=7,87; p<0,05) no PA-4 e PA-5 em relação ao ponto PA-0, PA-1, PA-2 e PA-3. No período seco foram observadas diferenças significativas (F=11,54; p<0,05) nos pontos PA-4, PA-5 e PA-6 em relação aos pontos PA-0, PA-1, PA-2 e PA-3.

Tabela 6 - Resultados do parâmetro *E. coli* nos sete pontos amostrais, sazonalmente, no rio Parnaíba (novembro de 2015 a novembro de 2017).

<i>E. coli</i> (NPM 100 mL ⁻¹)				
Pontos	Teste-t	Valor p*	Média ± DP	
			Período Seco	Período Chuvoso
PA-0	1,82	0,08	44,66 ± 57,19	328,84 ± 605,14
PA-1	0,03	0,97	424,06 ± 44,66	419,84 ± 605,14
PA-2	2,56	0,01	32,61 ± 40,37	211,42 ± 268,26
PA-3	0,21	0,82	359,40 ± 625,34	309,44 ± 442,44
PA-4	0,03	0,97	1.220,49 ± 993,78	1.208,02 ± 437,93
PA-5	0,83	0,41	1.255,42 ± 951,32	1.614,74 ± 1.205,03
PA-6	5,23	0,01	204,38 ± 171,54	1.054,82 ± 598,52

* Teste *t* de Student; DP: Desvio padrão

Os valores médios e o desvio padrão de oxigênio dissolvido registrados no período seco e chuvoso são apresentados na Tabela 7. Não houve diferenças sazonais significativas de oxigênio dissolvido entre os pontos (p>0,05). No período chuvoso, para o oxigênio dissolvido, não foi detectado diferenças significativas entre os pontos (F=1,36; p>0,05). No período seco, não houve diferenças significativas entre os pontos (F=1,09; p>0,05), no entanto, as médias variaram de 5,93 mg L⁻¹ no ponto PT-5 a 7,02 mg L⁻¹ no PT-0, respectivamente. A oscilação do oxigênio para valores menores pode ter ocorrido devido ao aumento de compostos orgânicos e nutrientes, implicando demanda maior por oxigênio na água pelos microrganismos aeróbios, alterando a qualidade da água como afirma Silveira *et al.* (2018). A mediana entre os pontos nos períodos seco e chuvoso sempre esteve acima dos limites exigidos pela legislação ambiental (CONAMA, 2005) para rios classe 2 (5,0 mg L⁻¹), fato, também observado nos estudos de Medeiros, Silva e Lins (2018), em que menores valores para oxigênio dissolvido foram observados nas áreas mais urbanizadas na bacia do rio Longá-PI.

Tabela 7 - Resultados do parâmetro Oxigênio Dissolvido nos sete pontos amostrais, sazonalmente, no rio Poti (novembro de 2015 a novembro de 2017).

Oxigênio Dissolvido (mg L ⁻¹)				
Pontos	Teste-t	Valor p*	Média ± DP	
			Período Seco	Período Chuvoso
PT-0	0,19	0,84	6,96 ± 0,79	7,02 ± 0,74
PT-1	0,10	0,91	7,00 ± 1,04	6,96 ± 0,58
PT-2	0,99	0,32	7,17 ± 1,17	6,72 ± 1,02
PT-3	2,05	0,05	7,51 ± 1,60	6,22 ± 1,41
PT-4	1,78	0,08	6,94 ± 1,18	6,01 ± 1,41
PT-5	1,19	0,24	6,68 ± 1,50	5,93 ± 1,56
PT-6	1,83	0,07	7,83 ± 2,31	6,35 ± 1,29

* Teste *t* de Student; DP: Desvio padrão

A oscilação do oxigênio para valores menores pode ter ocorrido devido ao aumento de compostos orgânicos e nutrientes, podendo haver demanda maior por oxigênio na água pelos microrganismos aeróbios como afirma Marconati Sant *et al.* (2012).

A mediana entre os pontos nos períodos seco e chuvoso esteve acima dos limites exigidos pela legislação ambiental (CONAMA, 2005) para rios Classe 2 (5,0 mg L⁻¹), confirmando com estudos de Medeiros, Silva e Lins (2018), que encontraram os menores valores para oxigênio dissolvido em áreas mais urbanizadas na bacia do rio Longá-PI.

No rio Parnaíba, no período seco, observa-se que não houve diferença significativas entre os pontos no período seco ($H=0,77$ e $p>0,05$), nem no período chuvoso ($F=0,92$ e $p>0,30$). Pode-se observar neste período que as médias variaram entre 6,84 mg L⁻¹ no PA-5 e 7,43 mg L⁻¹ no PA-0 (Tabela 8).

Tabela 8 - Resultados do parâmetro Oxigênio Dissolvido nos sete pontos amostrais, sazonalmente, no rio Parnaíba (novembro de 2015 a novembro de 2017).

Oxigênio Dissolvido (mg L ⁻¹)				
Pontos	Teste-t	Valor p*	Média ± DP	
			Período Seco	Período Chuvoso
PA-0	0,48	0,62	7,28 ± 0,62	7,43 ± 0,85
PA-1	0,09	0,92	7,31 ± 0,84	7,35 ± 0,80
PA-2	0,21	0,83	7,06 ± 0,91	7,13 ± 0,56
PA-3	0,14	0,88	6,92 ± 0,73	6,96 ± 0,63
PA-4	0,32	0,74	6,98 ± 0,92	6,88 ± 0,60
PA-5	0,59	0,56	6,84 ± 0,72	7,00 ± 0,55
PA-6	0,30	0,76	6,96 ± 0,79	6,85 ± 1,06

* Teste *t* de Student; DP: Desvio padrão

A oscilação do oxigênio para valores menores pode ter ocorrido devido aumento de compostos orgânicos e nutrientes, podendo haver demanda maior por oxigênio na água pelos

microrganismos aeróbios. A mediana entre os pontos nos períodos seco e chuvoso esteve acima dos limites exigidos pela legislação ambiental (CONAMA, 2005).

Verifica-se que os valores referentes à Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) tiveram maior variação nas áreas mais urbanizadas (PT-4 e PT-6), apresentando valores mais elevados no período seco, em que o rio tem menor vazão e diminuição das chuvas. Os valores médios e desvio padrão de $DBO_{5,20}$ registrados nos períodos seco e chuvoso estão apresentados na Tabela 9.

Tabela 9 - Resultados do parâmetro Demanda Bioquímica de Oxigênio nos sete pontos amostrais, sazonalmente, no rio Poti.

Demanda Bioquímica de Oxigênio ($mg L^{-1}$)				
Pontos	Teste-t	Valor p*	Média \pm DP	
			Período Seco	Período Chuvoso
PT-0	2,83	0,009	0,74 \pm 0,25	1,32 \pm 0,75
PT-1	0,30	0,76	1,42 \pm 0,63	1,51 \pm 0,85
PT-2	1,40	0,17	1,97 \pm 0,92	1,49 \pm 0,69
PT-3	0,84	0,40	1,96 \pm 0,97	1,66 \pm 0,71
PT-4	2,80	0,01	2,44 \pm 1,17	1,27 \pm 0,70
PT-5	1,94	0,06	3,58 \pm 1,66	2,33 \pm 1,41
PT-6	2,26	0,03	3,97 \pm 1,99	2,39 \pm 1,15

* Teste *t* de Student; DP: Desvio padrão

No rio Poti, houve diferença sazonal significativa de $DBO_{5,20}$, apenas nos pontos PT-4 e PT-6 ($p < 0,05$). No período chuvoso para DBO não foram detectadas diferenças significativas entre os pontos ($F=2,41$; $p > 0,05$). No entanto, no período seco houve diferenças significativas entre os pontos de coleta PT-4, PT-5 e PT-6, em relação aos pontos PT-0 e PT-1 ($F=13,30$; $p < 0,05$).

Os valores da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) tiveram maior variação nas áreas urbanizadas (PT-4, PT-5 e PT-6), caracterizados por os valores mais elevados no período seco, em que o rio tem menor vazão e uma diminuição das chuvas. Neste período a maior média foi de $3,97 mg L^{-1}$ no ponto PT-6 e o período chuvoso apresentou $2,39 mg L^{-1}$ no ponto PT-6. Observa-se que o período seco apresentou valores mais elevados na concentração de matéria orgânica. Houve diferença estatística significativa entre os pontos no período seco ($F=3,78$ e $p < 0,05$) e no período chuvoso ($F=3,21$; $p < 0,05$). Verifica-se que os valores encontrados para esta variável começaram a diminuir com o período chuvoso e aumentaram com a aproximação do período seco.

No que diz respeito a variação espacial, para a variável DBO, os pontos (PT-5 e PT-6) foram os mais representativos, e apresentaram os piores resultados com os valores máximo de $7,81 mg L^{-1}$ e $7,65 mg L^{-1}$ respectivamente, estando com esses valores acima do

recomendado pela resolução CONAMA n°357/05 de 5,0 mg L⁻¹. Esses valores de DBO podem ser ocasionados em decorrência do lançamento de efluentes sem tratamento nas áreas urbanas da cidade de Teresina-PI.

No rio Parnaíba, a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) apresentou a maior variação nas áreas próximas a área urbana das cidades de Teresina e Timon (PA-2, PA-3, PA-4, PA-5 e PA-6), com os valores mais elevados no período seco, em que o rio tem menor vazão e diminuição das chuvas (Tabela 10).

Pelo teste t, constatou-se que não houve diferença sazonal significativa de DBO_{5,20} entre os pontos ($p > 0,05$). No período chuvoso para DBO foram detectadas diferenças significativas entre os pontos ($F=3,31$; $p \leq 0,05$) em relação ao ponto PA-6 e PA-0 e PA-1. No entanto no período seco não houve diferenças significativas entre os pontos de coleta ($F=3,78$; $p > 0,05$). Verifica-se que os valores encontrados para esta variável começam a diminuir com o período chuvoso e aumentam com a aproximação do período de diminuição das chuvas (Tabela 10).

A variação espacial mostra que para a variável DBO, os pontos PA-3, PA-4, PA-5 e PA-6 foram os mais representativos e apresentaram os piores resultados com os valores acima do recomendado pela resolução CONAMA n°357/05 de 5,0 mg L⁻¹ (Tabela 10).

Estes valores de DBO podem ser ocasionados em decorrência do lançamento de efluentes sem tratamento nas áreas mais urbanizadas da cidade de Teresina-PI e Timon-MA, corroborando com os estudos de Alves Ribeiro; Sandri e Boêno (2013), que analisaram a qualidade da água de um córrego em função do lançamento de efluente. No estudo no rio Paraíba do Sul, para verificação dos impactos de efluentes, também, se observa que o lançamento de efluentes provoca um aumento significativo na DBO, assim como contribui para a diminuição do oxigênio dissolvido, já que estes valores geralmente estão associados.

Tabela 10 - Resultados do parâmetro Demanda Bioquímica de Oxigênio nos sete pontos amostrais, sazonalmente, no rio Parnaíba (novembro de 2015 a novembro de 2017).

Pontos	Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg L ⁻¹)			
	Teste-t	Valor p*	Média ± DP	
			Período Seco	Período Chuvoso
PA-0	0,08	0,93	0,72 ± 0,47	0,73 ± 0,32
PA-1	0,31	0,75	0,86 ± 0,54	0,92 ± 0,31
PA-2	0,97	0,33	1,52 ± 1,19	1,11 ± 0,73
PA-3	0,41	0,68	1,52 ± 1,21	1,34 ± 0,73
PA-4	1,96	0,06	1,80 ± 0,92	1,13 ± 0,67
PA-5	0,92	0,36	1,91 ± 0,93	1,58 ± 0,71
PA-6	1,13	0,26	1,57 ± 0,71	2,03 ± 1,31

* Teste *t* de Student; DP: Desvio padrão

Os valores médios e desvio-padrão de turbidez registrados no período seco e chuvoso estão apresentados na Tabela 11.

Tabela 11 - Resultados do Parâmetro turbidez nos sete pontos amostrais, sazonalmente, no rio Poti (novembro de 2015 a novembro de 2017).

Turbidez (UNT)				
Pontos	Teste-t	Valor p*	Média ± DP	
			Período Seco	Período Chuvoso
PT-0	5,30	0,001	14,16 ± 6,25	67,01 ± 38,23
PT-1	4,73	0,001	14,96 ± 4,07	78,08 ± 51,90
PT-2	3,83	0,001	28,79 ± 11,96	98,72 ± 69,10
PT-3	4,79	0,001	26,01 ± 11,02	100,47 ± 59,19
PT-4	3,72	0,001	32,73 ± 18,42	104,92 ± 72,23
PT-5	2,32	0,029	42,36 ± 29,70	108,77 ± 105,57
PT-6	1,45	0,159	44,92 ± 34,98	74,86 ± 67,72

* Teste *t* de Student; DP: Desvio padrão

Pelo teste *t*, observou-se diferenças sazonais significativas de turbidez em todos os pontos PT-0, PT-1, PT-2, PT-3, PT-4 e PT-5 ($p < 0,05$). No período seco, para a turbidez foram detectadas diferenças significativas entre os pontos ($F=5,51$ e $p < 0,05$). No período chuvoso, não foram observadas diferenças significativas entre os pontos ($F=0,57$ e $p > 0,05$), mas apresentaram alterações ao longo do estudo, coincidindo com o período de aumento da precipitação, como no mês de fevereiro de 2014, que apresenta turbidez mais elevada com valor de 369,25 UNT. As alterações na turbidez podem ser provocadas, principalmente, por partículas de solo, que podem espalhar a luz e fazer a água parecer turva ou escura (SURIYAMPOLA; CÁCERS; MARTINS, 2018).

Os valores médios e desvio-padrão registrados no período seco e chuvoso estão apresentados na Tabela 8. Pelo teste *t*, constatou-se diferenças sazonais significativas em pH em todos os pontos de coleta ($p < 0,05$). Nos períodos chuvoso ($F=0,18$; $p > 0,05$) e seco ($F=0,47$; $p > 0,05$) não houve diferenças significativas entre os pontos. O pH (Potencial hidrogeniônico) dá uma indicação da condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade da água, variando na faixa de 0 a 14.

No rio Parnaíba, os dados para a turbidez foram, estatisticamente, diferentes entre os pontos, no período seco ($H=13,65$ e $p=0,03$). Já no período chuvoso ($H=2,58$ e $p=0,85$), não houve diferença estatística entre os pontos, mas apresentaram alterações ao longo do estudo, coincidindo com o aumento da precipitação (Tabela 12).

Tabela 12 - Resultados do Parâmetro turbidez nos sete pontos amostrais, sazonalmente, no rio Parnaíba (novembro de 2015 a novembro de 2017).

Pontos	Teste-t	Valor p*	Turbidez (UNT)	
			Média ± DP	
			Período Seco	Período Chuvoso
PA-0	1,21	0,23	32,19 ± 85,57	66,84 ± 33,71
PA-1	2,17	0,04	32,34 ± 78,99	95,26 ± 55,76
PA-2	1,55	0,13	31,68 ± 80,87	75,00 ± 42,43
PA-3	1,25	0,22	31,68 ± 80,92	66,11 ± 36,89
PA-4	1,50	0,14	33,34 ± 84,02	75,60 ± 33,60
PA-5	1,62	0,11	30,88 ± 70,08	70,90 ± 40,24
PA-6	3,35	0,002	16,13 ± 7,72	86,91 ± 81,96

* Teste *t* de Student; DP: Desvio padrão

A alta turbidez da água pode favorecer a proliferação de bactérias e reduzir a quantidade de oxigênio dissolvido, devido a ocorrência da redução da quantidade de luz para a fotossíntese de algas e plantas aquáticas, como afirmado no estudo de Suriyampola, Cácers e Martins (2018).

No rio Poti, para os sólidos totais foi observado a maior média no ponto PT-5, no período seco, com valor de 291,43 mg L⁻¹, não ocorrendo diferença significativa entre os pontos (H=9,60 e p=0,14). Já no período chuvoso, foi verificada a maior média no ponto PT-6, com valor de 152,0 mg L⁻¹, não ocorrendo diferença significativa entre os pontos (H=4,30 e p=0,62) (Tabela 13).

Tabela 13 - Resultados do parâmetro sólidos totais nos sete pontos amostrais, sazonalmente, no rio Poti (novembro de 2015 a novembro de 2017).

Pontos	Teste-t	Valor p*	Sólidos totais (mg L ⁻¹)	
			Média ± DP	
			Período Seco	Período Chuvoso
PT-0	2,17	0,040	204,29 ± 85,27	134,00 ± 66,03
PT-1	2,35	0,028	220,00 ± 106,98	130,00 ± 66,14
PT-2	5,78	0,001	261,43 ± 74,61	98,00 ± 57,69
PT-3	4,63	0,001	260,00 ± 87,00	118,00 ± 49,39
PT-4	4,58	0,001	264,29 ± 77,33	122,00 ± 71,46
PT-5	6,69	0,001	291,43 ± 74,30	114,00 ± 45,26
PT-6	3,07	0,005	291,42 ± 128,83	152,00 ± 72,54

* Teste *t* de Student; DP: Desvio Padrão

Os sólidos totais, de acordo com o recomendado pela legislação CONAMA n°357/2005, devem ser encontrados em valores até 500 mg L⁻¹ para rios Classe II. No rio Parnaíba, observou-se que no período seco, apresentou média variando de 70,66 mg L⁻¹ no ponto PA-3 a 93,33 mg L⁻¹ no ponto PA-4. Já no período chuvoso, a média variou de 64,00 mg

L⁻¹ no ponto PA-0 a 98,00 mg L⁻¹ no ponto PA-6 (Tabela 14). Portanto, não houve diferença estatística significativa entre os pontos no período seco (H=1,20 e p=0,97) e chuvoso (H=2,64 e p=0,83), mostrando não existir interferência da pluviosidade nesta variável, o que pode ser ocasionado por alguma atividade antrópica, o que pode estar alterando o ambiente aquático.

Pelos valores mais elevados de sólidos totais no período seco, deduziu-se que as atividades na área podem estar impactando os corpos receptores, corroborando com o estudo de Piritoba *et al.* (2017). Os teores médios de sólidos totais obtidos no presente estudo foram menores que 500 mgL⁻¹, confirmando com o estudo de Hagemann e Gastalina (2016), que analisaram a qualidade da água de um rio em Santa Maria-RS. A área de estudo está localizada na área urbana, o que pode influenciar no aumento dos sólidos totais em áreas urbanizadas, confirmando com os estudos de Menezes *et al.* (2016) e Medeiros, Silva e Lins (2018). Outro aspecto importante que pode influenciar gerar e impacto direto no corpo hídrico com o aumento dos sólidos totais, diz respeito aos são prejuízos às plantações (irrigação) e aumento dos gastos o tratamento da água retirada do manancial (VON SPERLING, 2017).

Tabela 14 - Resultados do parâmetro sólidos totais nos sete pontos amostrais, sazonalmente, no rio Parnaíba (novembro de 2015 a novembro de 2017).

Sólidos totais (mg L ⁻¹)				
Pontos	Teste-t	Valor p*	Média ± DP	
			Período Seco	Período Chuvoso
PA-0	0,61	0,54	74,66 ± 44,37	64,00 ± 39,77
PA-1	0,31	0,75	84,00 ± 47,32	94,00 ± 109,15
PA-2	0,47	0,64	74,66 ± 53,70	86,00 ± 66,03
PA-3	0,15	0,88	70,66 ± 49,49	74,00 ± 61,13
PA-4	0,35	0,72	93,33 ± 108,93	80,00 ± 58,87
PA-5	0,38	0,70	82,66 ± 68,39	94,00 ± 76,62
PA-6	0,50	0,61	84,00 ± 66,84	98,00 ± 68,92

* Teste *t* de Student; DP: Desvio Padrão

A condutividade elétrica como mostra a Tabela 15, apresentou a maior média no ponto PT-5, no período seco, com valor de 329,6 µS cm⁻¹ e houve diferença estatística significativa para essa variável em relação ao período seco (H=24,97 e p<0,05), já em relação ao chuvoso (H=9,13 e p=0,16) não houve diferença estatística. Os valores mais elevados podem ter sido influenciados pela elevada contribuição de efluentes domésticos sem tratamento ao longo da área urbana da cidade.

Pode-se verificar que houve aumentos pontuais da condutividade elétrica, independente da sazonalidade, fato que pode ser explicado pelo lançamento de efluentes (ESTEVEZ, 2011). Em vários estudos realizados em rios, foram encontrados valores mais

baixos de condutividade elétrica no período seco, assim como Marmontel e Rodrigues (2015) e Piratoba *et al.* (2017), mostrando comportamento similar aos deste estudo, encontrando-se os maiores teores no período chuvoso. Para esta variável não existe um padrão na legislação, porém de acordo com Von Sperling (2017), as águas naturais apresentam teores de condutividade elétrica na faixa de 10 a 100 $\mu\text{S cm}^{-1}$, sendo que em ambientes poluídos podem chegar a 1.000 $\mu\text{S cm}^{-1}$.

Tabela 15 - Resultados do parâmetro condutividade elétrica nos sete pontos amostrais, sazonalmente, no rio Poti (novembro de 2015 a novembro de 2017).

Condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)				
Pontos	Teste-t	Valor p*	Média \pm DP	
			Período Seco	Período Chuvoso
PT-0	3,79	0,009	251,79 \pm 42,79	174,76 \pm 59,01
PT-1	7,59	0,001	272,26 \pm 41,06	128,05 \pm 53,93
PT-2	8,19	0,001	299,83 \pm 53,37	118,27 \pm 55,57
PT-3	8,33	0,001	316,23 \pm 55,68	122,34 \pm 58,98
PT-4	8,18	0,001	322,25 \pm 57,32	124,87 \pm 61,71
PT-5	8,05	0,001	329,60 \pm 60,12	127,81 \pm 63,30
PT-6	4,06	0,004	320,61 \pm 62,52	181,14 \pm 109,37

* Teste *t* de Student; DP: Desvio Padrão

No rio Parnaíba, a condutividade elétrica apresentou a maior média no ponto PA-6, no período chuvoso, com valor de 79,85 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Pelo teste de Kruskal-Wallis, constatou-se que entre os pontos indica que houve diferença estatística significativa para essa variável em relação aos dois períodos avaliados (seco: $H=16,54$ e $p<0,05$; chuvoso: $H=14,44$ e $p<0,05$). (Tabela 16).

Tabela 16 - Resultados do parâmetro condutividade elétrica nos sete pontos amostrais, sazonalmente, no rio Parnaíba (novembro de 2015 a novembro de 2017).

Condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)				
Pontos	Teste-t	Valor p*	Média \pm DP	
			Período Seco	Período Chuvoso
PA-0	1,58	0,120	42,12 \pm 14,93	54,46 \pm 24,09
PA-1	3,49	0,001	39,40 \pm 5,17	59,27 \pm 21,30
PA-2	3,06	0,005	35,48 \pm 4,29	51,65 \pm 19,83
PA-3	2,23	0,030	37,70 \pm 8,67	50,39 \pm 19,37
PA-4	2,82	0,009	38,20 \pm 4,55	52,58 \pm 19,11
PA-5	2,96	0,006	39,41 \pm 4,04	65,13 \pm 33,55
PA-6	3,36	0,002	45,18 \pm 6,95	79,85 \pm 39,35

* Teste *t* de Student; DP: Desvio Padrão

De maneira geral, a condutividade elétrica apresentou diferença estatística significativa entre os pontos ($H=21,06$ e $p<0,05$), com os valores mais elevados devido às

contribuições de lançamentos de efluentes domésticos sem tratamento ao longo da área urbana da cidade. O aumento pontual da condutividade elétrica independe da sazonalidade, sendo que para esta variável não há um padrão na legislação, porém segundo Von Sperling (2017), as águas naturais apresentam teores de condutividade na faixa de 10 a 100 $\mu\text{S cm}^{-1}$, sendo que em ambientes poluídos podem chegar até 1.000 $\mu\text{S cm}^{-1}$.

O fósforo total apresentou pequena variação, e não havendo diferenças estatisticamente significativas no período seco ($H=9,62$ e $p=0,14$), nem no período chuvoso ($H=0,49$ e $p=0,99$). De acordo com os resultados observados, o fósforo total, apresentou maior média com valor de 0,10 mg L^{-1} no ponto PT-5 durante período seco e 0,04 mg L^{-1} na maioria dos pontos no chuvoso (Tabela 17).

Tabela 17 - Resultados do parâmetro fósforo total nos sete pontos amostrais, sazonalmente, no rio Poti (novembro de 2015 a novembro de 2017).

Fósforo total (mg L^{-1})				
Pontos	Teste-t	Valor p*	Média \pm DP	
			Período Seco	Período Chuvoso
PT-0	0,54	0,58	0,03 \pm 0,02	0,04 \pm 0,03
PT-1	0,20	0,83	0,04 \pm 0,05	0,04 \pm 0,03
PT-2	0,48	0,62	0,06 \pm 0,09	0,04 \pm 0,03
PT-3	0,37	0,71	0,05 \pm 0,06	0,04 \pm 0,03
PT-4	1,03	0,31	0,07 \pm 0,10	0,04 \pm 0,03
PT-5	1,12	0,27	0,10 \pm 0,19	0,03 \pm 0,02
PT-6	0,82	0,41	0,09 \pm 0,17	0,04 \pm 0,03

* Teste t de Student; DP: Desvio padrão

No rio Parnaíba, o fósforo total nas amostras apresentou pouca variação e não havendo diferenças estatísticas entre os pontos nos períodos seco ($H=0,59$ e $p=0,99$) e chuvoso ($H=2,61$ e $p=0,85$). De acordo com os resultados observados, o fósforo total apresentou maior média no ponto PA-6, com valor igual a 0,05 mg L^{-1} no período chuvoso, sendo que no período seco, a maior média ocorreu nos pontos PA-4 e PA-5, com valor igual a 0,05 mg L^{-1} (Tabela 18).

Essa variável apresentou diferença estatística significativa, confirmando assim que os valores tendem a crescer a partir do início do período chuvoso, comprovando assim que o rio Parnaíba pode receber a influência dos municípios, que apresentam lançamento de produtos fosfatados, provavelmente, oriundos de produtos utilizados na agricultura, que constitui um dos fatores que pode ter interferido nos valores encontrados. Assim, pode-se afirmar que tem origem difusa, possivelmente, pela lixiviação do solo pelas águas das chuvas, confirmando com os dados de Medeiros, Silva e Lins (2018). Esses dados encontrados comprovam a necessidade

de se avaliar esse composto, que é de suma importância para o desenvolvimento de microrganismos.

Tabela 18 - Resultados do parâmetro fósforo total nos sete pontos amostrais, sazonalmente, no rio Parnaíba (novembro de 2015 a novembro de 2017).

Fósforo total (mg L ⁻¹)				
Pontos	Teste-t	Valor p*	Média ± DP	
			Período Seco	Período Chuvoso
PA-0	0,44	0,65	0,03 ± 0,03	0,03 ± 0,01
PA-1	0,89	0,37	0,03 ± 0,04	0,04 ± 0,02
PA-2	1,07	0,29	0,03 ± 0,02	0,03 ± 0,02
PA-3	0,73	0,46	0,04 ± 0,03	0,04 ± 0,03
PA-4	0,59	0,55	0,05 ± 0,05	0,03 ± 0,02
PA-5	0,54	0,59	0,05 ± 0,09	0,03 ± 0,02
PA-6	0,77	0,44	0,04 ± 0,05	0,05 ± 0,04

* Teste *t* de Student; DP: Desvio padrão

A concentração do íon nitrato apresentou os maiores valores de médias no período seco no rio Poti nos pontos PT-6 (0,38 mg L⁻¹) e PT-4 (0,15 mg L⁻¹) e no período chuvoso no ponto PT-6 (0,27 mg L⁻¹) (Tabela 19). Neste estudo, houve diferença significativa para essa variável, apenas, no período seco ($H=23,14$ e $p<0,05$). Já no período chuvoso, não houve diferenças estatística entre os pontos ($H=9,21$ e $p=0,15$). Em todas as amostras coletadas os resultados foram inferiores a 10 mg L⁻¹, valor definido pela Resolução CONAMA 357/2005 para rios classe 2, mostrando que, mesmo havendo aumento da concentração do íon nitrato, o rio Poti encontra-se em conformidade com a legislação brasileira.

Tabela 19 - Resultados do parâmetro nitrato nos sete pontos amostrais, sazonalmente, no rio Poti (novembro de 2015 a novembro de 2017).

Nitrato (mg L ⁻¹)				
Pontos	Teste-t	Valor p*	Média ± DP	
			Período Seco	Período Chuvoso
PT-0	2,24	0,03	0,02 ± 0,01	0,04 ± 0,02
PT-1	0,44	0,66	0,10 ± 0,15	0,13 ± 0,18
PT-2	0,83	0,41	0,10 ± 0,09	0,07 ± 0,02
PT-3	0,78	0,44	0,10 ± 0,11	0,07 ± 0,04
PT-4	1,64	0,11	0,15 ± 0,16	0,06 ± 0,03
PT-5	0,46	0,64	0,08 ± 0,06	0,07 ± 0,03
PT-6	0,45	0,65	0,38 ± 0,63	0,27 ± 0,45

* Teste *t* de Student; DP: Desvio padrão

A concentração do íon nitrato apresentou os maiores valores de mediana no período chuvoso no ponto PA-6 (0,08 mg L⁻¹). No período seco, a maior mediana ocorreu no ponto PA-0 e PA-6, com valor igual a 0,05 mg L⁻¹, não ocorrendo diferença significativa para essa variável no período seco ($H=2,61$ e $p=0,85$) e chuvoso ($H=11,56$ e $p=0,06$) (Tabela 20).

Tabela 20 - Resultados do parâmetro nitrato nos sete pontos amostrais, sazonalmente, no rio Parnaíba (novembro de 2015 a novembro de 2017).

Nitrato (mg L ⁻¹)				
Pontos	Teste-t	Valor p*	Média ± DP	
			Período Seco	Período Chuvoso
PA-0	0,56	0,57	0,06 ± 0,04	0,05 ± 0,03
PA-1	0,55	0,58	0,07 ± 0,06	0,06 ± 0,04
PA-2	0,72	0,47	0,06 ± 0,06	0,05 ± 0,05
PA-3	1,40	0,17	0,07 ± 0,06	0,04 ± 0,01
PA-4	0,09	0,92	0,05 ± 0,03	0,05 ± 0,03
PA-5	0,75	0,45	0,05 ± 0,07	0,08 ± 0,08
PA-6	1,06	0,29	0,06 ± 0,05	0,08 ± 0,03

* Teste t de Student; DP: Desvio padrão

Houve leve aumento na concentração de nitrato na água, fato que não pode representar ameaça à saúde humana e animal, mas pode fornecer informações sobre poluição mais remota, que influencia no processo de eutrofização em sistemas aquáticos, ameaçando peixes, biodiversidade, estética e economia (PRAKASA RAO *et al.*, 2017).

Em todas as amostras coletadas os resultados foram inferiores a 10 mg L⁻¹, valor definido pela Resolução CONAMA 357/2005 para rios de Classe 2, mostrando que, mesmo havendo aumento da concentração do íon nitrato, o rio Parnaíba encontra-se em conformidade com a legislação brasileira.

O pH dá indicação da condição de acidez, neutralidade e alcalinidade da água, podendo variar na faixa de 0 a 14. De acordo com a Tabela 21, o rio Poti apresentou maior média no período seco no ponto PT-6, com valor de 8,07 e menor média no ponto PT-0 no período chuvoso, respectivamente, coincidindo com florações de organismos fitoplancônicos e macrófitas aquáticas.

Tabela 21 - Resultados do parâmetro pH nos sete pontos amostrais, sazonalmente, no rio Poti (novembro de 2015 a novembro de 2017).

pH				
Pontos	Teste-t	Valor p*	Média ± DP	
			Período Seco	Período Chuvoso
PT-0	4,14	0,003	7,82 ± 0,42	7,04 ± 0,51
PT-1	3,46	0,002	7,81 ± 0,51	7,13 ± 0,41
PT-2	2,96	0,006	7,81 ± 0,46	7,21 ± 0,54
PT-3	3,35	0,002	7,96 ± 0,64	7,15 ± 0,50
PT-4	3,50	0,001	7,95 ± 0,56	7,19 ± 0,48
PT-5	3,21	0,003	8,00 ± 0,62	7,24 ± 0,48
PT-6	3,49	0,001	8,07 ± 0,76	7,14 ± 0,40

* Teste t de Student; DP: Desvio-Padrão

Pode-se inferir em relação ao pH que não houve diferença estatística significativa entre os pontos no período seco ($H=1,84$ e $p=0,93$), nem durante o chuvoso ($H=2,28$ e $p=0,98$), no entanto, a maioria dos valores observados estão dentro do intervalo de 6 a 9, conforme descrito na legislação ambiental para rios Classe 2, apresentando alguns valores acima de 8 (PT-5 e PT-6) em período em houve florações de cianobactérias nos respectivos pontos.

No rio Parnaíba, o pH apresentou maior média no período seco no ponto PA-0, com valor 7,65 e menor média no ponto PA-6, com valor 7,21 no período chuvoso, coincidindo com a maior pluviosidade durante o período de coleta de dados (Tabela 22).

Quanto à variável pH, pode-se inferir que não houve diferença estatística significativa entre os pontos monitorados ($H=4,096$ e $p=0,66$) e quanto a sazonalidade não houve diferença estatística no período seco ($H=6,60$ e $p=0,33$), nem no chuvoso ($H=1,73$ e $p=0,94$) estando dentro do intervalo de 6 a 9, conforme descrito na legislação ambiental para rios Classe 2.

Tabela 22 - Resultados do parâmetro pH nos sete pontos amostrais, sazonalmente, no rio Parnaíba (novembro de 2015 a novembro de 2017).

Pontos	Teste-t	Valor p*	pH	
			Média ± DP	
			Período Seco	Período Chuvoso
PA-0	0,61	0,54	7,65 ± 0,68	7,48 ± 0,71
PA-1	0,46	0,64	7,42 ± 0,57	7,29 ± 0,75
PA-2	0,11	0,90	7,28 ± 0,50	7,31 ± 0,69
PA-3	0,45	0,65	7,20 ± 0,53	7,31 ± 0,62
PA-4	0,11	0,90	7,27 ± 0,51	7,24 ± 0,79
PA-5	0,85	0,39	7,23 ± 0,56	7,45 ± 0,69
PA-6	0,26	0,79	7,27 ± 0,45	7,21 ± 0,59

* Teste *t* de Student; DP: Desvio-Padrão

Os valores de pH nos rios podem ser confirmados com outros estudos realizados em ambientes lóticos, que podem ser encontrados valores ácidos no período chuvoso como afirma Damasceno *et al.* (2015) e Medeiros, Silva e Lins (2018). Esta acidez pode causar potencial corrosividade e agressividade nas tubulações e peças das estações de tratamento de água, podendo ainda afetar a vida aquática, como peixes e microrganismo, como explica Von Sperling (2017). Constatou-se que a temperatura entre os pontos durante o período seco e chuvoso houve diferença estatística significativa das amostras, sendo no período seco ($H=29,28$ e $p<0,05$) e chuvoso ($H=14,92$ e $p=0,01$), oscilando no período seco com a média máxima de 32,24°C e no período chuvoso na faixa 30,63°C (Tabela 23).

Tabela 23 - Resultados do parâmetro temperatura nos sete pontos amostrais, sazonalmente, no rio Poti (novembro de 2015 a novembro de 2017).

Temperatura (°C)				
Pontos	Teste-t	Valor p*	Média ± DP	
			Período Seco	Período Chuvoso
PT-0	0,83	0,41	29,02 ± 1,75	28,31 ± 1,27
PT-1	1,22	0,23	30,74 ± 1,36	30,08 ± 1,25
PT-2	1,66	0,10	31,36 ± 1,60	30,31 ± 1,44
PT-3	1,30	0,20	31,19 ± 1,67	30,29 ± 1,22
PT-4	1,52	0,14	31,45 ± 1,60	30,50 ± 1,41
PT-5	1,83	0,07	32,24 ± 1,67	31,02 ± 1,54
PT-6	2,92	0,007	32,61 ± 1,81	30,63 ± 1,40

* Teste *t* de Student; DP: Desvio Padrão

No rio Parnaíba, entre os pontos e durante o período seco e chuvoso indicou haver diferença estatística significativa das amostras, sendo no período seco ($H=30,7$ e $p<0,001$) e chuvoso ($H=17,44$ e $p<0,05$), oscilando no período seco com média máxima de $31,10^{\circ}\text{C}$ e no chuvoso na faixa de $30,35^{\circ}\text{C}$ (Tabela 24).

Tabela 24 - Resultados do parâmetro temperatura nos sete pontos amostrais, sazonalmente, no rio Parnaíba (novembro de 2015 a novembro de 2017).

Temperatura (°C)				
Pontos	Teste-t	Valor p*	Média ± DP	
			Período Seco	Período Chuvoso
PA-0	1,54	0,13	29,11 ± 0,85	28,60 ± 0,73
PA-1	0,80	0,42	30,67 ± 0,79	29,37 ± 1,08
PA-2	0,58	0,56	30,03 ± 1,02	29,80 ± 0,91
PA-3	0,54	0,59	30,34 ± 1,10	30,11 ± 0,93
PA-4	0,79	0,43	30,53 ± 1,13	30,14 ± 1,33
PA-5	1,10	0,28	30,62 ± 1,42	30,05 ± 0,95
PA-6	1,58	0,12	31,10 ± 0,99	30,35 ± 1,38

* Teste *t* de Student; DP: Desvio Padrão

A Tabela 24 mostra valores específicos para a região, que apresenta altas temperaturas, o valor mais elevado encontra-se no mês de julho, caracterizado por apresentar um dos menores índices pluviométricos da região.

Analisados os parâmetros por meio dos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA n°357/2005, foi possível a interpretação da qualidade da água frente ao Índice de Qualidade da Água (IQA) (CETESB, 2017). Os resultados podem ser visualizados na Tabela 25, em que se verifica que a água do rio Poti prevalece classificada na maioria dos casos como

de boa qualidade ($51 < IQA \leq 79$) ao longo do período seco e chuvoso, apesar da presença de variáveis com valores detectados que comprometem as condições do rio (Tabela 25).

Tabela 25 - Resultados do Índice de Qualidade da Água (IQA) nos sete pontos amostrais, sazonalmente, no rio Poti (novembro de 2015 a novembro de 2017).

IQA				
Pontos	Teste-t	Valor p*	Média ± DP	
			Período Seco	Período Chuvoso
PT-0	6,67	0,0001	84,71 ± 3,67	70,46 ± 6,99
PT-1	4,54	0,0001	81,25 ± 4,63	70,26 ± 7,49
PT-2	3,72	0,0001	75,22 ± 5,93	65,67 ± 6,79
PT-3	4,28	0,0002	75,29 ± 6,36	63,76 ± 6,93
PT-4	1,77	0,0890	66,60 ± 7,00	61,52 ± 7,02
PT-5	0,10	0,9170	58,88 ± 6,39	59,14 ± 5,36
PT-6	0,79	0,4330	64,93 ± 10,18	62,00 ± 6,78

* Teste *t* de Student; DP: Desvio-padrão

Os resultados demonstram que ao longo do estudo houve diferença estatística entre os pontos tanto no período seco ($H=70,05$ e $p < 0,05$), quanto no chuvoso ($H=18,45$ e $p < 0,05$), permitindo inferir sobre a necessidade de se manter monitoramento, com intuito de controlar os impactos urbanos (Tabela 25).

No que se refere a qualidade da qualidade do rio Parnaíba, no período seco a média variou entre 73,30 no PA-4 a 86,22 no PA-0. Já no período chuvoso a média do índice de qualidade da água variou entre 62,90 no PA-5 a 71,37 no PA-0, sendo na maioria dos pontos classificada como de boa qualidade ($51 < IQA \leq 79$) ao longo do estudo (Tabela 26).

Tabela 26 - Resultados do Índice de Qualidade da Água (IQA) nos sete pontos amostrais, sazonalmente, no rio Parnaíba (novembro de 2015 a novembro de 2017).

IQA				
Pontos	Teste-t	Valor p*	Média ± DP	
			Período Seco	Período Chuvoso
PA-0	5,96	0,001	86,22 ± 3,34	71,37 ± 8,81
PA-1	3,91	0,001	77,34 ± 5,71	67,12 ± 7,33
PA-2	6,29	0,001	85,73 ± 3,12	69,55 ± 9,27
PA-3	4,80	0,001	83,68 ± 5,03	69,64 ± 9,57
PA-4	3,71	0,001	73,30 ± 5,53	63,98 ± 6,98
PA-5	5,57	0,001	73,53 ± 2,68	62,90 ± 6,67
PA-6	6,81	0,001	79,00 ± 2,55	65,41 ± 7,12

* Teste *t* de Student; DP: Desvio-padrão

Os resultados das análises preliminares, que visaram testar se são adequados à AF/ACP (Análise Fatorial/Análise de Componentes Principais), possibilitaram o emprego de

tal metodologia. Ao testar a hipótese de que a matriz de correlação é uma matriz identidade, teste de esfericidade de Bartlett ($p \approx 0,000$), foi descartada a hipótese nula, verificando a existência de correlações significativas entre as variáveis temperatura, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, sólidos totais, condutividade, turbidez, nitrato, fósforo total, *E. coli* e pH.

Outro teste utilizado foi o índice de adequação da amostra (KMO), que quantifica o grau de intercorrelação entre as variáveis. Para o rio Poti, o resultado encontrado foi $KMO=0,658$, o que permite aplicação da análise. De acordo com a Tabela 27, verifica-se que a DBO se correlacionou diretamente com a temperatura, fato que também foi observado por Siqueira, Aprile e Miguéis (2012) no rio Paraupébas no Estado do Pará.

Verifica-se também que *E. coli* correlacionou-se positivamente com a turbidez, fato que pode ser verificado com o aumento da precipitação pluviométrica e observado por Abreu e Cunha (2016) no rio Jari, localizado na fronteira dos estados do Pará e Amapá.

No rio Parnaíba, o resultado encontrado foi $KMO=0,564$, o que permite a adequação da análise. Os parâmetros de qualidade da água que possuem o maior número de correlações estão representados na Tabela 28 as quais tiveram maior importância na composição das componentes principais.

Tabela 27 - Correlação entre as variáveis limnológicas do rio Poti (novembro de 2015 a novembro de 2017).

	Temperatura	OD	DBO	Sólidos totais	Condutividade	Turbidez	Nitrato	Fósforo total	<i>E. Coli</i>	pH
Temperatura	1,000									
OD	0,195	1,000								
DBO	0,504	0,100	1,000							
Sólidos totais	0,299	0,256	0,274	1,000						
Condutividade	0,425	0,156	0,418	0,625	1,000					
Turbidez	-0,155	0,063	0,048	-0,312	-0,542	1,000				
Nitrato	0,134	-0,003	0,080	-0,001	0,095	-0,118	1,000			
Fósforo total	0,140	0,024	0,208	-0,050	0,174	0,058	0,221	1,000		
<i>E. coli</i>	0,061	-0,113	0,184	0,105	-0,050	0,265	0,009	0,121	1,000	
pH	0,353	0,378	0,309	0,370	0,548	-0,200	0,090	0,163	-0,061	1,000

Tabela 28 - Correlação entre as variáveis limnológicas - rio Parnaíba (novembro de 2015 a novembro de 2017)

	Temperatura	OD	DBO	Sólidos totais	Condutividade	Turbidez	Nitrato	Fósforo total	<i>E. Coli</i>	pH
Temperatura	1,000									
OD	-0,162	1,000								
DBO	0,032	-0,172	1,000							
Sólidos totais	-0,180	0,201	0,114	1,000						
Condutividade	-0,098	0,044	-0,028	0,057	1,000					
Turbidez	-0,467	0,020	0,364	0,187	0,199	1,000				
Nitrato	-0,121	0,263	-0,030	0,290	-0,014	0,031	1,000			
Fósforo total	-0,037	-0,019	-0,143	0,010	-0,006	-0,096	0,275	1,000		
<i>E. coli</i>	-0,002	-0,092	0,258	0,000	0,113	0,239	0,024	0,184	1,000	
pH	0,036	0,216	-0,259	-0,028	-0,054	-0,345	0,160	0,270	-0,105	1,000

Verifica-se que na área mais urbanizada do rio Parnaíba ocorre correlação positiva da densidade de *E. coli* e DBO_{5,20} com o aumento da turbidez em consequência do aumento das chuvas. Esta correlação também foi observada na influência da área urbana da bacia do rio Campo no Paraná (ARANTES *et al.*, 2015).

5.3 Comunidade fitoplanctônica dos rios Poti e Parnaíba

Na análise qualitativa da composição do fitoplâncton na área investigada do rio Poti, 91 espécies de fitoplâncton têm se distribuído em cinco divisões: Bacillariophyta (29,67%), Dinophyta (3,29%), Cyanobacteria (26,37%), Euglenophyta (12,08%) e Chlorophyta (28,57%) (Tabela 29). Verifica-se que estes grupos funcionais foram, também, encontrados nos estudos de Santana *et al.* (2016), no rio Almado no Estado da Bahia. Já de acordo Cardoso *et al.* (2016), a divisão mais representativa foi a Chlorophyceae, em estudo realizado na região semiárida do nordeste brasileiro. De acordo com Câmara *et al.* (2015), os táxons mais representativos foram Cyanobacteria, seguida de Chlorophyceae e Bacillariophyceae em reservatório tropical, o mesmo pode ser observado no estudo de Rodrigues *et al.* (2015), no rio Pindaré, Estado do Maranhão. Já na região Sul, pôde-se observar que nos estudos de Antunes

et al. (2013) e Andrade e Giroldo (2015) as cianobactérias tiveram uma grande representatividade principalmente em áreas urbanas.

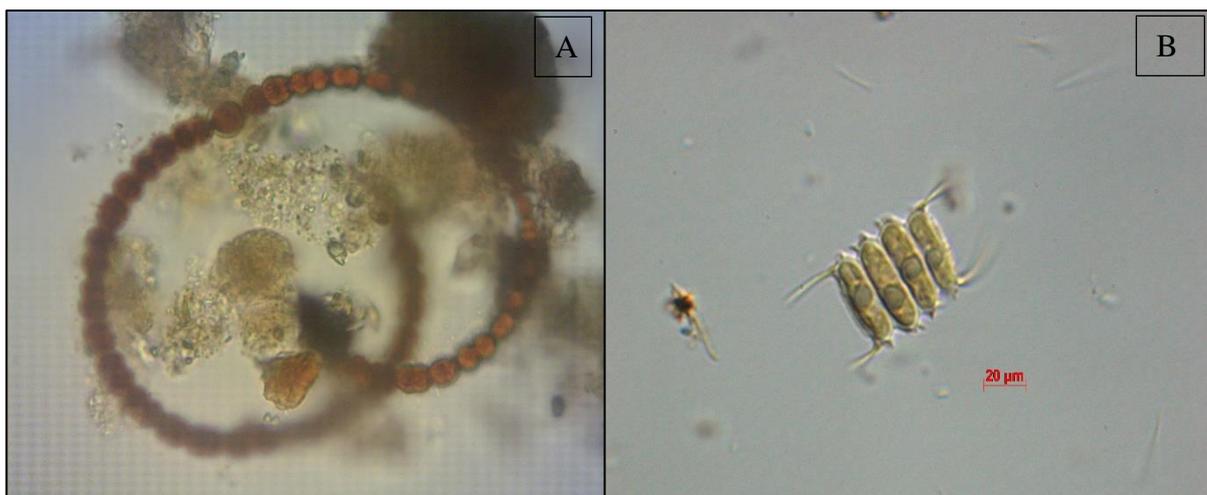
Tabela 29 - Composição taxonômica das espécies fitoplancônicas do rio Poti nos períodos de nov./15 a nov./17 (período seco e chuvoso) nos pontos PT-0 e PT-5.

TÁXON	CHUVOSO	SECO	TÁXON	CHUVOSO	SECO
CYANOBACTERIA			<i>Nitzschia</i> sp ₂	PT0, PT5	-
<i>Anabaena</i> sp.	PT0, PT5	PT0, PT5	<i>Nitzschia</i> sp ₃	-	-
<i>Anabaena</i> sp ₁	PT0, PT5	PT0, PT5	<i>Pinnularia</i> sp.	PT0	PT0
<i>Anabaena</i> sp ₂	PT0, PT5	PT0, PT5	<i>Pinnularia</i> sp ₁	PT0, PT5	-
<i>Anabaena</i> sp ₃	PT0, PT5	PT0, PT5	<i>Pinnularia</i> sp ₂	PT0, PT5	PT0, PT5
<i>Chroococcus</i> sp.	PT0	PT0, PT5	<i>Pinnularia</i> sp ₃	PT0, PT5	PT0
<i>Chroococcus</i> sp ₁	PT0, PT5	PT0, PT5	<i>Placoneis</i> sp.	PT0, PT5	PT0, PT5
<i>Croococcus</i> sp ₂	PT0, PT5	PT0, PT5	<i>Surirella</i> sp.	PT0, PT5	PT0, PT5
<i>Cylindrospermopsis</i> sp.	-	PT0, PT5	<i>Surirella</i> sp ₁	-	-
<i>Cylindrospermopsis</i> sp ₁	PT0, PT5	PT0, PT5	CHLOROPHYTA		
<i>Gloeocapsa</i> sp.	PT0, PT5	PT0, PT5	<i>Chlamidomonas</i> sp.	PT0	PT0
<i>Gloeocapsa</i> sp ₁	PT0, PT5	PT0, PT5	<i>Closterium</i> sp.	PT5	PT0, PT5
<i>Lyngbia</i> sp.	PT5	PT0, PT5	<i>Closterium</i> sp ₁	PT0, PT5	PT0, PT5
<i>Lyngbia</i> sp ₁	-	PT0, PT5	<i>Closterium</i> sp ₂	PT0	PT0, PT5
<i>Lyngbia</i> sp ₂	PT0, PT5	PT0, PT5	<i>Coelastrum</i> sp.	PT0	PT0, PT5
<i>Lyngbia</i> sp ₃	PT0, PT5	PT0, PT5	<i>Dictyosphaerium</i> sp.	-	PT5
<i>Merismopedia</i> sp.	PT0, PT5	PT0, PT5	<i>Dictyosphaerium</i> sp ₁	PT0	PT0
<i>Merismopedia</i> sp ₁	PT0, PT5	PT0, PT5	<i>Glucigenia</i> sp.	PT5	PT5
<i>Microcystis</i> sp.	PT0, PT5	PT0, PT5	<i>Glucigenia</i> sp ₁	PT0	PT0, PT5
<i>Nostoc</i> sp.	-	PT0, PT5	<i>Golenkinia</i> sp.	PT0	PT0
<i>Oscillatoria</i> sp.	PT0, PT5	PT0, PT5	<i>Hyalotheca</i> sp.	PT5	PT0, PT5
<i>Oscillatoria</i> sp ₁	PT5	PT0, PT5	<i>Kirchneriella</i> sp.	PT0, PT5	PT0, PT5
<i>Oscillatoria</i> sp ₂	PT5	PT0, PT5	<i>Monoraphidium</i> sp.	PT0, PT5	PT0, PT5
<i>Planktothrix</i> sp.	PT0, PT5	PT0, PT5	<i>Oocystis</i> sp.	-	PT5
<i>Spirullina</i> sp.	PT5	PT0, PT5	<i>Pediastrum</i> sp.	PT0, PT5	PT0, PT5
DINOPHYTA			<i>Pediastrum</i> sp ₁	PT0	-
<i>Gymnodinium</i> sp.	PT0, PT5	PT0, PT5	<i>Pediastrum</i> sp ₂	PT0, PT5	PT0, PT5
<i>Peridinium</i> sp.	PT0, PT5	PT0, PT5	<i>Pediastrum</i> sp ₃	-	-
<i>Protoperdinium</i> sp.	PT0	-	<i>Pediastrum</i> sp ₄	-	-
BACILLARIOPHYTA			<i>Scenedesmus</i> sp.	PT0, PT5	PT0, PT5
<i>Achnanthes</i> sp.	PT0	PT0	<i>Scenedesmus</i> sp ₁	-	PT0, PT5
<i>Achananthes</i> sp ₁	PT0, PT5	PT0, PT5	<i>Scenedesmus</i> sp ₂	-	-
<i>Aulacoseira</i> sp.	PT0	PT0	<i>Scenedesmus</i> sp ₃	PT0, PT5	PT0, PT5
<i>Cyclotella</i> sp.	PT5	PT0, PT5	<i>Selenastrum</i> sp.	-	-
<i>Cyclotella</i> sp ₁	PT0	PT0	<i>Sorastrum</i> sp.	PT0	PT0, PT5
<i>Cymbella</i> sp ₁	PT0	PT0	<i>Staurastrum</i> sp.	PT0, PT5	PT0, PT5
<i>Eunotia</i> sp.	PT0, PT5	PT0, PT5	<i>Tetraedron</i> sp.	-	PT0, PT5
<i>Eunotia</i> sp ₁	PT5	PT0, PT5	EUGLENOPHYTA		
<i>Flagilaria</i> sp.	PT0	PT0, PT5	<i>Euglena</i> sp.	-	PT0, PT5
<i>Flagilaria</i> sp ₁	PT0	PT0	<i>Euglena</i> sp ₁	PT5	PT5
<i>Gomphonema</i> sp.	PT5	-	<i>Euglena</i> sp ₂	PT0, PT5	PT0, PT5
<i>Gyrosigma</i> sp.	PT0, PT5	PT5	<i>Phacus</i> sp.	PT0	PT0, PT5
<i>Gyrosigma</i> sp ₁	-	PT5	<i>Phacus</i> sp ₁	-	PT0, PT5
<i>Navicula</i> sp.	PT0	-	<i>Phacus</i> sp ₂	-	PT0, PT5
<i>Navicula</i> sp ₁	PT5	PT5	<i>Phacus</i> sp ₃	-	PT0, PT5
<i>Navicula</i> sp ₂	PT0, PT5	PT0, PT5	<i>Strombomona</i> sp.	PT0, PT5	PT0, PT5
<i>Navicula</i> sp ₃	PT0, PT5	PT0, PT5	<i>Strombomona</i> sp ₁	PT5	-
<i>Nitzschia</i> sp.	PT0	PT0	<i>Trachellomona</i> sp.	PT0	-
<i>Nitzschia</i> sp ₁	PT0, PT5	PT0, PT5	<i>Trachellomona</i> sp ₁	PT0, PT5	PT0

Fonte: Pesquisa direta

A classes mais representativas foram Cyanophyceae e Chlorophyceae, sendo a primeira com 24 espécies, com destaque especial para a família Nostocaceae, em que *Anabaena* sp. foi o gênero mais expressivo com quatro espécies (Figura 7). A classe Chlorophyceae, apresentou 26 espécies, sendo que a família Scenedesmaceae apresentou o gênero mais representativo, o *Scenedesmus* sp. Para a distribuição espacial, as cianobactérias no ponto PT-5, apresentou 100% de ocorrência no período seco e 83,33% no período chuvoso, e apresentaram maior contribuição no local mais próximos à área urbana da cidade de Teresina. Contudo, euglenófitos (PT-0, 72,72%) e clorófitos (PT0, 73,07 %) no local mais distante da área urbana.

Figura 7 - Principais táxons encontrados no rio Poti, (A) *Anabaena* sp; (B) *Scenedesmus* sp. nos períodos de novembro de 2015 a novembro de 2017 (período seco e chuvoso) nos pontos PT-0 e PT-5.



Fonte: Pesquisa direta

Em relação à frequência de ocorrência, 48,31% das espécies foram classificadas como esporádicas, 28,09% como pouco frequente, 22,47% como frequente e apenas 1,12% como muito frequente. Dentro deste grupo, *Anabaena* sp1 ocorreu em 85% das amostras. Como variação sazonal, *Anabaena* sp., *Anabeana* sp1, *Anabaena* sp2, *Chroococcus* sp., *Chroococcus* sp1, *Chroococcus* sp2, *Cylindrospermopsis* sp., *Cylindrospermopsis* sp1, *Gleocapsa* sp., *Gleocapsa* sp1, *Lyngbya* sp. e *Lyngbya* sp1 ocorreram em 100% das amostras coletadas na estação seca, enquanto *Anabaena* sp1 ocorreu em 100% das amostras da estação chuvosa.

A densidade fitoplantônica foi maior durante o período seco com média de 8.1428,57 células L⁻¹ no ponto PT-5 e inferior a estação chuvosa com média de 35.714,29 células L⁻¹ no local PT-0, ocorrendo diferenças significativas entre os pontos somente no

período chuvoso ($H=5,76$ e $p=0,01$). Na estação seca ocorreram as principais florações de algas, porém não houve diferenças significativas de densidade fitoplanctônica entre os pontos ($H=2,97$ e $p=0,08$). Alguns eventos de proliferação foram registrados durante o período de estudo. Os organismos fitoplanctônicos registrados nos Ponto PT-5 estão relacionados principalmente às espécies *Microcystis* sp. e *Nostoc* sp.

Não houve valores extremos quando avaliados os *boxplots* e os dados foram normalmente distribuídos, havendo homogeneidade das variâncias, conforme avaliado pelo teste de Levene ($p<0,05$) no período chuvoso. As diferenças entre as espécies foram estatisticamente significativas ($F=$ e $p<0,05$). O teste *post-hoc* de Tukey revelou as espécies mais significativas que ocorreram, *Microcystis* sp. ($80.000 \pm 115.086,6$ células L^{-1}), *Nostoc* sp. ($56.285,71 \pm 70.557,59$ células L^{-1}) e *Oscillatoria* sp. (41.000 ± 50.698 células L^{-1}) no ponto PT-5 em novembro de 2015. Para outras espécies não houve diferença significativa no período seco.

No período chuvoso, os dados foram normalmente distribuídos para cada espécie e a homogeneidade das variâncias foi violada, como avaliado por teste de homogeneidade de variância de Levene ($p<0,05$). A densidade fitoplanctônica não foi estatisticamente significativa entre as espécies conforme observado no teste F de Welch ($F=0,93$ e $p=0,56$). As espécies de cianobactérias apresentaram menor densidade no período chuvoso, e outros grupos fitoplactônicos apresentaram maior densidade. A análise de *post hoc* de Dunn's revelou que dos grupos fitoplanctônicos com as densidades significativas ocorreram cianobactérias, clorofíceas, diatomácias, e euglenófitas no período chuvoso.

Em relação aos índices ecológicos, o rio Poti mostrou uma diversidade de espécies (H') com valores variando de $2,02 \pm 0,47$ bits. célula⁻¹ no ponto PT-0 a $3,38 \pm 0,47$ bits. célula⁻¹ no período seco, não ocorrendo diferença estatística significativa entre os pontos de coleta (Tabela 30).

Tabela 30 - Resultados do Índice de Diversidade de Shannon (H') no rio Poti nos períodos de nov/15 a nov/17 (período seco e chuvoso) nos pontos PT-0 e PT-5.

Pontos	Teste-t	Valor p*	Índice de Diversidade de Shannon (H')	
			Média \pm DP	
			Período Seco	Período Chuvoso
PT-0	1,08	0,30	$2,99 \pm 0,47$	$2,72 \pm 0,40$
PT-5	0,42	0,68	$2,80 \pm 0,37$	$2,72 \pm 0,23$

* Teste *t* de Student; DP: Desvio-padrão

A riqueza foi baixa ao longo do estudo, com as menores médias com valores de 1,59 na estação chuvosa no local PT-0 e a maior média 2,78 na estação seca no PT-0, não ocorrendo diferença estatística entre os pontos de coleta (Tabela 31).

Tabela 31 - Resultados do Índice de Riqueza de espécies no rio Poti nos períodos de nov/15 a nov/17 (período seco e chuvoso) nos pontos PT-0 e PT-5.

Riqueza de Espécies				
Pontos	Teste-t	Valor p*	Média ± DP	
			Período Seco	Período Chuvoso
PT-0	4,73	0,0006	2,78 ± 0,38	1,59 ± 0,51
PT-5	4,77	0,0005	2,49 ± 0,32	1,61 ± 0,33

* Teste *t* de Student; DP: Desvio-padrão

A equitabilidade (*J'*) variou de 0,82 (PT-0) no período seco a 0,92 (PT-0), na estação chuvosa. Não há uma diferença significativa entre os pontos de coleta nos períodos chuvoso ($H=0,31$ e $p=0,57$) e seco ($H=0,80$ e $p=0,36$) (Tabela 32).

Tabela 32 - Resultados da Equitabilidade de espécies no rio Poti nos períodos de nov/15 a nov/17 (período seco e chuvoso) nos pontos PT-0 e PT-5.

Equitabilidade				
Pontos	Teste-t	Valor p*	Média ± DP	
			Período Seco	Período Chuvoso
PT-0	0,79	0,09	0,82 ± 0,11	0,92 ± 0,04
PT-5	3,08	0,01	0,79 ± 0,08	0,91 ± 0,03

* Teste *t* de Student; DP: Desvio-padrão

A PCA explicou 74,69% da variância total (Fator 1 = 35,50%, Fator 2 = 18,73%, Fator 3 = 11,80% e Fator 4 = 10,64%) (Tabela 33), mostrando um cenário sazonal bem definido em relação às variáveis ambientais, no fator 1, onde microcistina está diretamente correlacionada com a densidade fitoplanctônica, clorofila-*a*, nitrato, fósforo total, temperatura, DBO, sólidos totais e pH e inversamente correlacionados com o oxigênio dissolvido, turbidez e pluviosidade.

No fator 2, a pluviosidade está diretamente correlacionada com a temperatura, DBO, turbidez, nitrato, fósforo total, clorofila-*a*, densidade fitoplanctônica e *E. coli*. No fator 3, o oxigênio dissolvido correlacionou-se positivamente com o fósforo total e negativamente com a clorofila-*a*, *E. coli* e DBO.

Tabela 33 - Análise de componentes principais - rio Poti nos períodos de nov/15 a nov/17 (período seco e chuvoso) nos pontos PT-0 e PT-5.

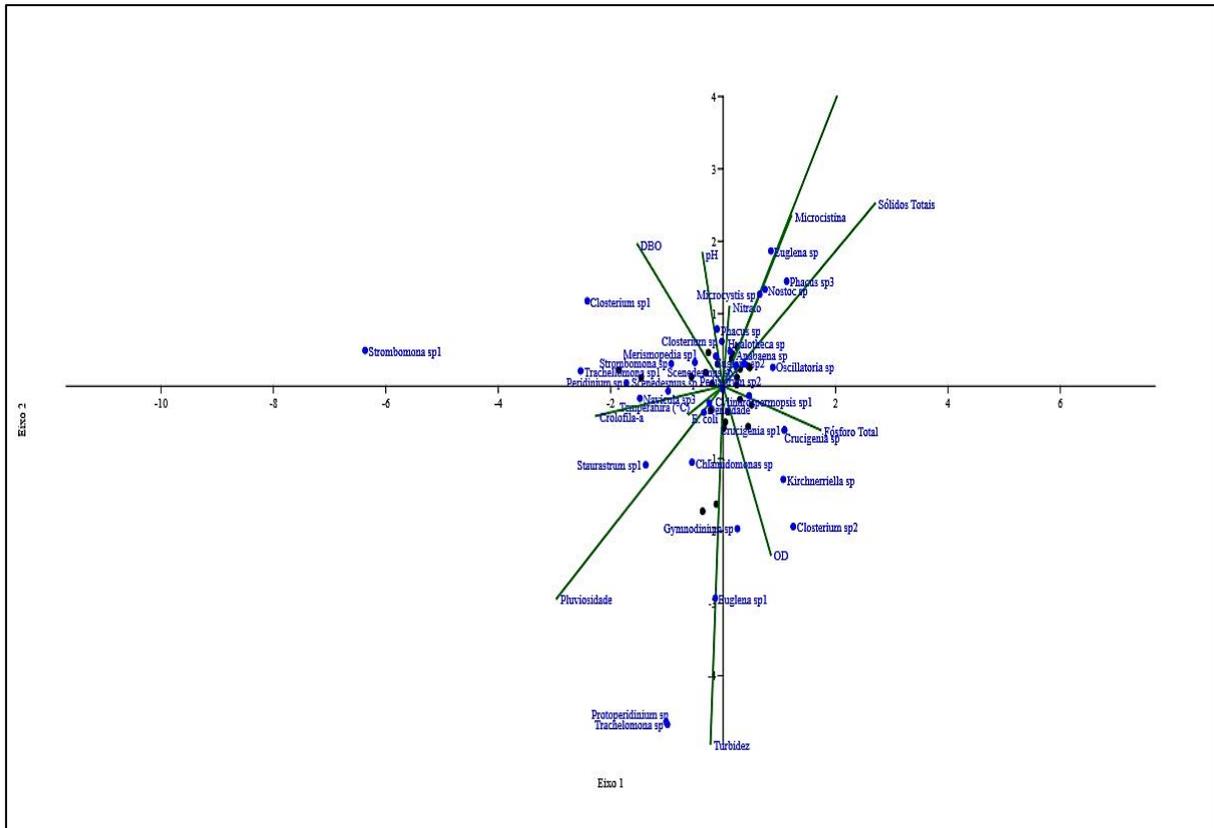
	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3
Temperatura	0,350	0,121	0,023
OD	-0,100	-0,245	0,578
DBO	0,363	0,161	-0,158
Sólidos totais	0,299	-0,160	0,212
Condutividade	0,353	-0,307	0,047
Turbidez	-0,099	0,420	0,337
Nitrato	0,142	0,205	0,016
Fósforo total	0,135	0,153	0,520
pH	0,265	-0,302	0,284
Crolofila- <i>a</i>	0,193	0,363	-0,026
Microcistina	0,400	-0,008	0,114
Pluviosidade	-0,158	0,411	0,249
Densidade	0,345	0,018	-0,229
<i>E. coli</i>	0,249	0,381	-0,040
Autovalor	4,69	2,62	1,65
% Variância Explicada	33,50	18,73	11,80
% Variância Acumulada	33,50	52,23	64,03

Fonte: Pesquisa direta

A análise de correspondência canônica (CCA) explicou 40,70% das relações entre as espécies e variáveis ambientais. O primeiro eixo (22,37%) mostrou que a chuva favorece as florações de *Pediastrum* sp₂. e *Closterium* sp. nos locais PT-0 e PT-5 e estavam diretamente relacionadas turbidez e pH, contribuindo para o aumento das concentrações de clorofila-*a*. Também, no primeiro eixo, a proliferação de *Microcystis* sp. e *Nostoc* sp., no período seco no ponto PT5, foi fortemente influenciado pelos altos valores de condutividade elétrica, sólidos totais, nitrato e fósforo total, que contribuíram para aumento nas concentrações da toxina microcistina.

O segundo eixo 2 (18,33%) mostra que cianobactérias e têm ampla distribuição no período seco e estão correlacionadas com o nutriente nitrato e com a toxina do tipo microcistina (Figura 8).

Figura 8 - Análise de Correspondência Canônica - CCA (rio Poti) nos períodos de nov/15 a nov/17 (período seco e chuvoso) nos pontos PT-0 e PT-5.



A análise da SIMPER mostrou dissimilaridade de 90,05% na distribuição de grupos dominantes de fitoplâncton entre a estação chuvosa e a estação seca. As espécies *Microcystis* sp. (23,15%), *Nostoc* sp. (16,92%) e *Oscillatoria* sp. (15,45%) todas dominantes na estação seca. Enquanto que a estação chuvosa teve *Merismopedia* sp₁ (3,27%), *Gymnodinium* sp. (2,46%) e *Strombomona* sp. (2,15%) como os táxons mais representativos (Tabela 34).

Tabela 34 – Principais táxons que contribuíram para as diferenças médias entre a estação seca e chuvosa, conforme determinado pela análise SIMPER nos pontos PT-0 e PT-5.

Táxon	Dissimilaridade de média	Porcentagem de Contribuição (%)	Porcentagem cumulativa (%)	Abundância média 1	Abundância média 2
<i>Microcystis</i> sp.	0,41	58,59	58,59	8,00E+4	1,17E+3
<i>Nostoc</i> sp.	0,58	24,65	83,23	5,63E+4	0,01
<i>Oscillatoria</i> sp.	0,52	12,70	95,94	4,10E+4	667

Com a análise qualitativa da composição do fitoplâncton na área investigada do rio Parnaíba, 95 espécies de fitoplâncton estão distribuídas em cinco divisões: Bacillariophyta

(29,47%), Dinophyta (3,15%), Cyanobacteria (25,26%), Euglenophyta (11,57%) e Chlorophyta (30,52%) (Tabela 35).

Tabela 35 - Composição taxonômica do rio Parnaíba nos períodos de nov/15 a nov/17 (período seco e chuvoso) nos pontos PA-0 e PA-6

TÁXON	CHUVOSO	SECO	TÁXON	CHUVOSO	SECO
CYANOBACTERIA			<i>Pinnularia</i> sp ₁	-	-
<i>Anabaena</i> sp.	PA0 e PA6	PA0 e PA6	<i>Pinnularia</i> sp ₂	PA0 e PA6	PA0 e PA6
<i>Anabaena</i> sp ₁	PA0 e PA6	PA0 e PA6	<i>Pinnularia</i> sp ₃	PA0	-
<i>Anabaena</i> sp ₂	PA0 e PA6	PA0 e PA6	<i>Placoneis</i> sp.	PA0 e PA6	PA0 e PA6
<i>Anabaena</i> sp ₃	PA6	PA0 e PA6	<i>Surirella</i> sp.	PA0	PA0
<i>Chroococcus</i> sp.	PA0 e PA6	PA0 e PA6	<i>Surirella</i> sp ₁	PA6	PA6
<i>Chroococcus</i> sp ₁	-	PA0 e PA6	<i>Synedra</i> sp.	PA6	PA6
<i>Croococcus</i> sp ₂	PA0 e PA6	PA0 e PA6	CHLOROPHYTA		
<i>Cylindrospermopsis</i> sp.	PA6	PA0 e PA6	<i>Chlamidomonas</i> sp.	PA6	PA0 e PA6
<i>Cylindrospermopsis</i> sp ₁	-	PA0 e PA6	<i>Closterium</i> sp.	PA0	PA0 e PA6
<i>Gloeocapsa</i> sp.	PA6	PA0 e PA6	<i>Closterium</i> sp ₁	PA0 e PA6	PA6
<i>Gloeocapsa</i> sp ₁	PA6	PA0 e PA6	<i>Closterium</i> sp ₂	-	PA6
<i>Lyngbia</i> sp.	-	PA0 e PA6	<i>Coelastrum</i> sp.	PA6	PA0 e PA6
<i>Lyngbia</i> sp ₁	PA6	PA0 e PA6	<i>Dictyosphaerium</i> sp.	PA0	PA0 e PA6
<i>Lyngbia</i> sp ₂	PA0 e PA6	PA0 e PA6	<i>Dictyosphaerium</i> sp ₁	PA0	PA0
<i>Lyngbia</i> sp ₃	PA0 e PA6	PA0 e PA6	<i>Glucigenia</i> sp.	PA0 e PA6	PA6
<i>Merismopedia</i> sp.	PA6	PA0 e PA6	<i>Glucigenia</i> sp ₁	PA0 e PA6	PA0 e PA6
<i>Merismopedia</i> sp ₁	PA6	PA0 e PA6	<i>Golenkinia</i> sp.	PA0	PA0 e PA6
<i>Microcystis</i> sp.	PA0 e PA6	PA0 e PA6	<i>Hyalotheca</i> sp.	PA6	PA0 e PA6
<i>Nostoc</i> sp.	-	PA0 e PA6	<i>Kirchneriella</i> sp.	PA0 e PA6	PA0 e PA6
<i>Oscillatoria</i> sp.	PA6	PA0 e PA6	<i>Monoraphidium</i> sp.	PA6	PA0 e PA6
<i>Oscillatoria</i> sp ₁	PA6	PA0 e PA6	<i>Oocystis</i> sp.	PA0 e PA6	PA6
<i>Oscillatoria</i> sp ₂	PA0 e PA6	PA0 e PA6	<i>Pediastrum</i> sp.	PA0	PA0
<i>Planktothrix</i> sp.	-	PA0 e PA6	<i>Pediastrum</i> sp ₁	-	PA6
<i>Spirulina</i> sp.	PA6	PA0 e PA6	<i>Pediastrum</i> sp ₂	PA0 e PA6	PA0 e PA6
DINOPHYTA			<i>Pediastrum</i> sp ₃	PA0 e PA6	PA0 e PA6
<i>Gymnodinium</i> sp.	PA0 e PA6	PA0 e PA6	<i>Pediastrum</i> sp ₄	-	PA0
<i>Peridinium</i> sp.	-	PA6	<i>Scenedesmus</i> sp.	PA0 e PA6	PA0 e PA6
<i>Protoperdinium</i> sp.	PA0 e PA6	PA6	<i>Scenedesmus</i> sp ₁	PA0	PA0
BACILLARIOPHYTA			<i>Scenedesmus</i> sp ₂	-	PA6
<i>Achnanthes</i> sp.	PA0	PA0	<i>Scenedesmus</i> sp ₃	PA0 e PA6	PA0 e PA6
<i>Achananthes</i> sp ₁	PA0 e PA6	PA0 e PA6	<i>Selenastrum</i> sp.	PA6	PA0
<i>Aulacoseira</i> sp.	PA0	-	<i>Sorastrum</i> sp.	PA0 e PA6	PA0 e PA6
<i>Cyclotella</i> sp.	PA6	PA0	<i>Staurastrum</i> sp.	PA0 e PA6	PA0 e PA6
<i>Cyclotella</i> sp ₁	PA0 e PA6	PA0 e PA6	<i>Staurastrum</i> sp ₁	PA6	PA6
<i>Cymbella</i> sp ₁	PA6	PA6	<i>Tetraedron</i> sp.	-	PA0
<i>Eunotia</i> sp.	PA0	PA0	<i>Treubaria</i> sp.	-	PA6
<i>Eunotia</i> sp ₁	PA0 e PA6	PA0 e PA6	EUGLENOPHYTA		
<i>Flagilaria</i> sp.	PA6	-	<i>Euglena</i> sp.	PA0	PA0 e PA6
<i>Flagilaria</i> sp ₁	PA0	PA0	<i>Euglena</i> sp ₁	PA6	PA0 e PA6
<i>Gomphonema</i> sp.	PA6	PA0	<i>Euglena</i> sp ₂	PA0	PA0 e PA6
<i>Gyrosigma</i> sp ₁	PA6	PA6	<i>Phacus</i> sp.	PA0	PA0 e PA6
<i>Navicula</i> sp.	PA0	PA6	<i>Phacus</i> sp ₁	-	PA0 e PA6
<i>Navicula</i> sp ₁	PA0	PA0 e PA6	<i>Phacus</i> sp ₂	PA6	PA0 e PA6
<i>Navicula</i> sp ₂	PA0 e PA6	PA0 e PA6	<i>Phacus</i> sp ₃	-	PA0 e PA6
<i>Navicula</i> sp ₃	PA6	PA0 e PA6	<i>Strombomona</i> sp.	-	PA0 e PA6
<i>Nitzschia</i> sp.	PA0 e PA6	PA0	<i>Strombomona</i> sp ₁	-	PA0 e PA6
<i>Nitzschia</i> sp ₁	PA0 e PA6	-	<i>Trachellomona</i> sp.	-	PA0 e PA6
<i>Nitzschia</i> sp ₂	PA0	-	<i>Trachellomona</i> sp ₁	-	PA6
<i>Nitzschia</i> sp ₃	PA0	PA0 e PA6			
<i>Pinnularia</i> sp.	PA0 e PA6	PA0			

Quanto à distribuição sazonal, Bacillariophyta e Chlorophyta predominaram na estação chuvosa com uma porcentagem de 34,61% e 30,76% respectivamente. Na estação seca Cyanobacteria e Bacillariophyta apresentaram porcentagem de 26,37% em ambos os grupos. As clorofíceas foram mais representativas na estação seca com 31,86% e diatomáceas na estação chuvosa com 34,61%.

A classes mais representativas foram Chlorophyceae e Bacillariophyta, sendo a primeira com 29 espécies, sendo a família Scenedesmaceae a que apresentou o gênero mais representativo, o *Scenedesmus* sp. Para a distribuição espacial, as cianobactérias no ponto PA6, apresentou 100% de ocorrência no período seco e 79,16% no período chuvoso, e apresentaram maior contribuição no local mais próximos à área urbana da cidade de Teresina, com contribuição do rio Poti. Contudo, Euglenófitas (PA0, 100%) e Clorófitas (PT0, 72,41 %) foram observadas no local mais distante da área urbana.

Em relação à frequência de ocorrência, 54,74% das espécies foram classificadas como esporádicas, 20% como pouco frequente, 24,21% como frequente e apenas 1,05% como muito frequente. Dentro deste grupo, *Anabaena* sp₁ ocorreu em 76,82% das amostras.

Concentrações de clorofila a variaram de 4,14 $\mu\text{g L}^{-1}$ no período seco, em todos os pontos a $78,73 \pm 27,21 \mu\text{g L}^{-1}$ (período chuvoso – PA-5) e não houve diferença significativa no período seco ($H= 5,22$ e $p = 0,50$), nem no período chuvoso ($H = 1,63$ e $p=0,94$).

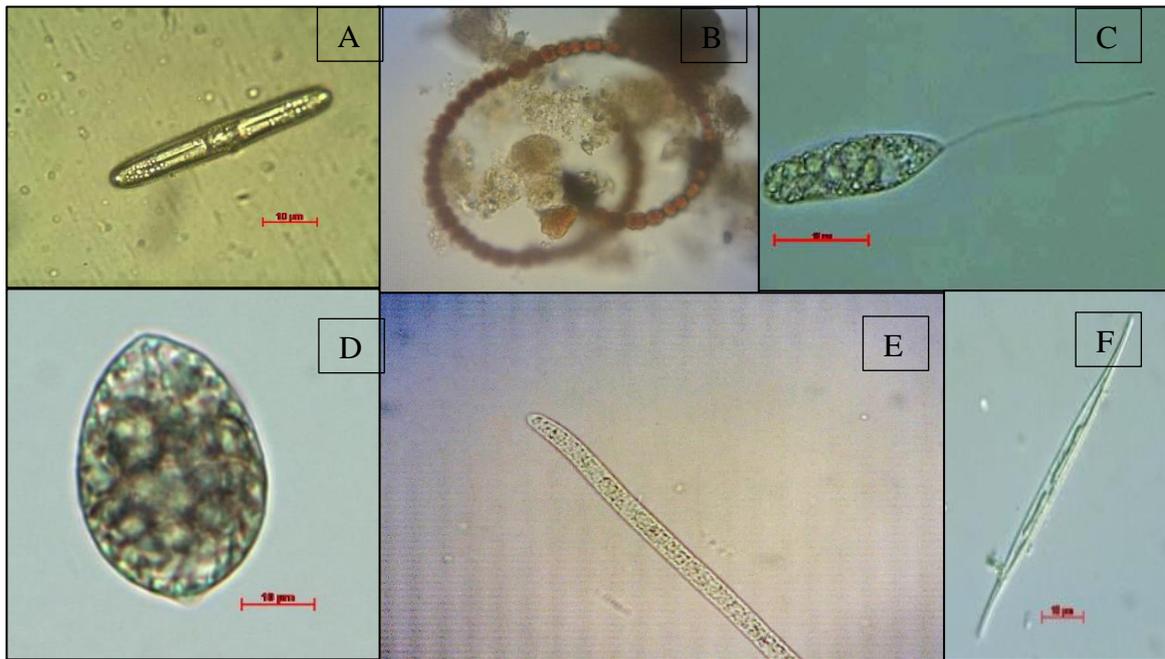
A densidade fitoplanctônica foi maior durante o período seco com média 32.000 células L^{-1} no ponto PA-6 e superior a estação chuvosa com média de 24.333,33 células L^{-1} no local PA-6, não sendo estatisticamente significativa sazonalmente. No período chuvoso ($H=3,391$, $p=0,06$), e na estação seca ($H=0,68$ e $p=0,40$), não se verificou diferença estatisticamente significativa entre os pontos de coleta, porém no período com menor quantidade de chuvas ocorreram as principais florações de algas no rio Poti, fato que pode contribuir para o aumento da densidade fitoplanctônica no ponto PA-6. Os aumentos das algas foram registrados no Ponto PA6 e esta vinculou-se à divisão Cyanobacteria.

Para a comunidade fitoplanctônica durante o período seco, os dados foram normalmente distribuídos e houve homogeneidade das variâncias, conforme avaliado pelo teste de Levene ($p<0,05$). As diferenças entre as espécies foram estatisticamente significativas ($F=9,072$ e $p<0,05$). As espécies mais significativas que ocorreram, foram *Oscillatoria* sp., *Chroococcus* sp., *Anabaena* sp, *Merismopedia* sp., ocorrendo em todos os pontos, no período seco (Figura 8).

No período chuvoso, os dados foram normalmente distribuídos para cada espécie. A densidade fitoplanctônica não foi estatisticamente significativa entre as espécies ($F=1,405$ e

$p=0,13$). As espécies de cianobactérias apresentaram menor densidade no período chuvoso, e outros grupos fitoplactônicos apresentaram maior densidade. Os organismos fitoplanctônicos com as densidades significativas ocorreram *Phacus* sp., *Pinnularia* sp₂., *Euglena* sp., *Euglena* sp₁., *Anabaena* sp₁, *Nitzschia* sp₃. no período chuvoso (Figura 9).

Figura 9 - Principais táxons encontrados no rio Parnaíba, (A) *Pinnularia* sp.; (B) *Anabaena* sp.; (C) *Euglena* sp.; (D) *Phacus* sp.; (E) *Oscillatoria* sp.; (F) *Nitzschia* sp nos períodos de nov/15 a nov/17 (período seco e chuvoso) nos pontos PA-0 e PA-6



Fonte: Pesquisa direta

Em relação aos índices ecológicos, o rio Parnaíba mostrou uma diversidade de espécies (H') com valores variando entre 2,53 bits célula⁻¹ a 3,16 bits célula⁻¹ no ponto PA-0 durante os períodos chuvoso e seco, respectivamente, mostrando que nas áreas urbanas há uma tendência à diminuição da diversidade de espécies como afirma Baylón Coritoma (2018) em estudo realizado no Peru (Tabela 36)

Tabela 36 - Resultados do Índice de Diversidade de Shannon (H') no rio Parnaíba nos períodos de nov/15 a nov/17 (período seco e chuvoso) nos pontos PA-0 e PA-6.

Pontos	Teste-t	Valor p*	Índice de Diversidade de Shannon (H')	
			Média ± DP	
			Período Seco	Período Chuvoso
PA-0	3,68	0,003	3,16 ± 0,36	2,52 ± 0,22
PA-6	2,79	0,010	3,14 ± 0,23	2,53 ± 0,52

* Teste t de Student; DP: Desvio-padrão

A riqueza foi baixa ao longo do estudo, com menor valor de 1,27 na estação chuvosa no local PA-0 e o maior valor de 2,82 na estação seca no ponto PA-0, verificando-se o mesmo comportamento no estudo de Muciño, Figueroa e Aguirre (2015) (Tabela 37).

Tabela 37 - Resultados da riqueza de espécies no rio Parnaíba nos períodos de nov/15 a nov/17 (período seco e chuvoso) nos pontos PA-0 e PA-6.

Riqueza de Espécies				
Pontos	Teste-t	Valor p*	Média ± DP	
			Período Seco	Período Chuvoso
PA-0	8,21	0,0010	2,82 ± 0,41	1,27 ± 0,24
PA-6	4,56	0,0008	2,71 ± 0,52	1,41 ± 0,49

* Teste *t* de Student; DP: Desvio-padrão

A alta riqueza de espécies pode ocorrer devido às condições de habitats e suas condições físico-químicas como nitratos e fosfatos, que podem ser facilmente absorvidos pelas algas e macrófitas aquáticas refletindo na capacidade fotossintética do rio. Já a menor riqueza de fitoplâncton pode ocorrer devido à contaminação direta e início do processo de eutroficação no ambiente aquático como verificado por Baylón Coritoma (2018).

A equitabilidade (J') variou de 0,87 (PA-0) no período seco a 0,92 (PA-0), na estação chuvosa. Entre os índices ecológicos não há regularidade entre os períodos sazonais, não existindo diferença significativa entre períodos chuvoso e seco, fato que pode ser visualizado no estudo de Martínez-Silva (2016) (Tabela 38).

Tabela 38 - Resultados da Equitabilidade de espécies no rio Parnaíba.

Equitabilidade de Espécies				
Pontos	Teste-t	Valor p*	Média ± DP	
			Período Seco	Período Chuvoso
PA-0	1,29	0,22	0,87 ± 0,08	0,92 ± 0,03
PA-6	0,37	0,71	0,88 ± 0,03	0,89 ± 0,06

* Teste *t* de Student; DP: Desvio-padrão

A PCA explicou 59,56% da variância total (Fator 1 = 24,40%, Fator 2 = 19,92% e Fator 3 = 59,56%) (Tabela 39), mostrando um cenário sazonal bem definido em relação às variáveis ambientais, no fator 1, em que pode ser observado que a toxina microcistina está correlacionada diretamente com os sólidos totais, densidade fitoplanctônica, DBO, condutividade, nitrato, fósforo total, clorofila-a, *E. coli* e pluviosidade e inversamente correlacionada com a temperatura, OD e pH.

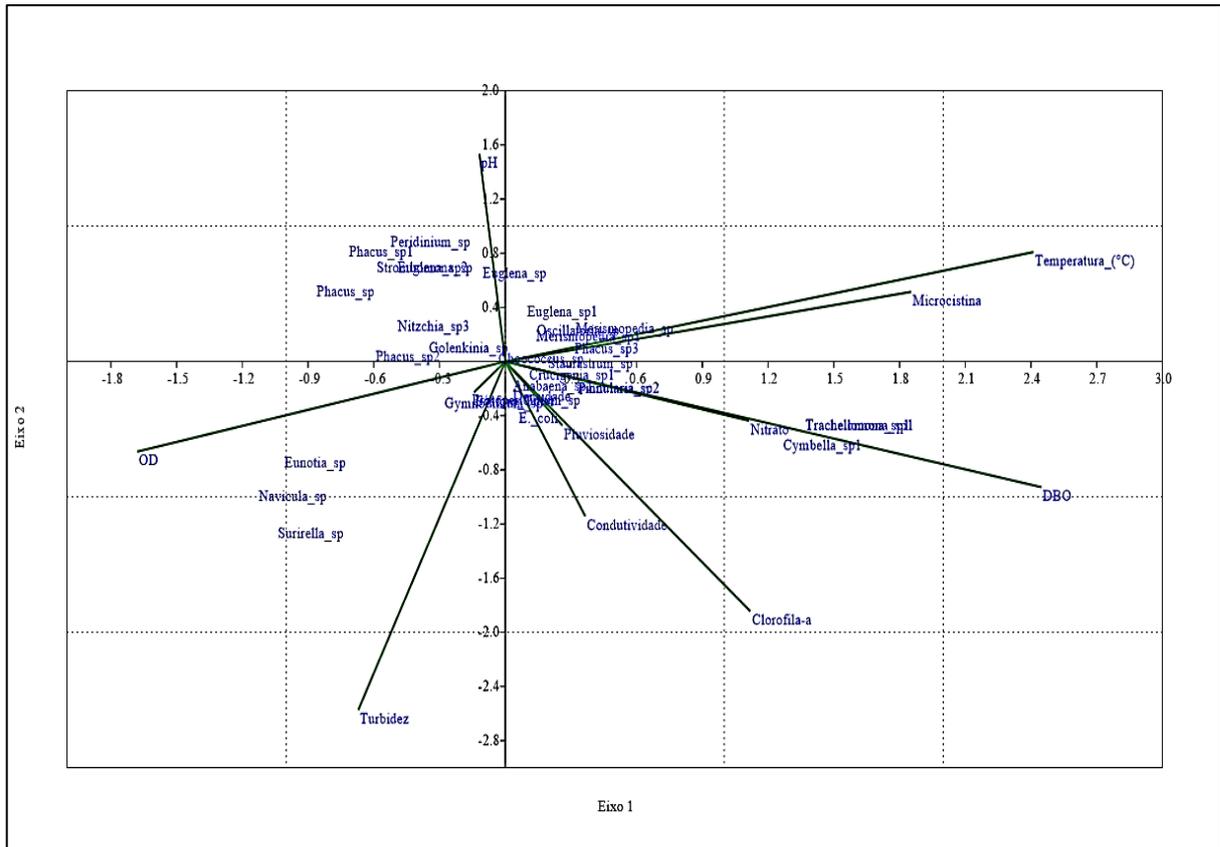
Tabela 39 – Análise de componentes principais rio Parnaíba nos períodos de nov/15 a nov/17 (período seco e chuvoso) nos pontos PA-0 e PA-6.

	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3
Temperatura	-0,125	-0,227	0,467
OD	-0,077	0,287	-0,199
DBO	0,324	-0,378	-0,092
Sólidos totais	0,427	0,080	-0,153
Condutividade	0,291	0,166	0,341
Turbidez	0,379	-0,066	-0,385
Nitrato	0,332	0,107	-0,239
Fósforo total	0,157	0,219	0,419
pH	-0,030	0,456	0,144
Clorofila- <i>a</i>	0,082	-0,129	0,077
Pluviosidade	0,298	0,415	0,111
Microcistina	0,232	-0,263	0,374
Densidade	0,154	-0,398	0,040
<i>E. coli</i>	0,392	0,029	0,180
Autovalor	3,42	2,79	2,13
% Variância Explicada	24,40	19,92	15,24
% Variância Acumulada	24,40	44,32	59,57

No fator 2, verifica-se que o pH está correlacionado diretamente com a pluviosidade e negativamente com a densidade fitoplanctônica, DBO e temperatura. No fator 3, observa-se que a temperatura se correlaciona diretamente com o fósforo total e inversamente a turbidez.

A análise de correspondência canônica (CCA) explicou 40,87% das relações entre as espécies e variáveis ambientais. O primeiro eixo (23,32%) mostrou que a temperatura favorece às espécies *Thachelomona* sp₁. e *Cymbela* sp₁. nos locais PA-6 e estavam diretamente relacionados a DBO. Também, no primeiro eixo, a proliferação de cianobactérias no período seco no ponto PA-6, foi fortemente influenciado pelos altos valores da toxina microcistina. O segundo eixo 2 (17,55%) mostra que cianobactérias tem ampla distribuição no período seco e estão correlacionadas com o nutriente nitrato e com a toxina do tipo microcistina. Este fato já foi confirmado em estudo realizado por Jardim *et al.* (2014), no rio Doce, em que ficou evidenciado que as florações de cianobactérias, onde há redução da vazão na água do rio, obedecendo uma sazonalidade e crescente contribuição de nitratos e *E. coli* na água do rio (Figura 10).

Figura 10 - Análise de correspondência canônica (CCA) rio Parnaíba nos períodos de nov/15 a nov/17 (período seco e chuvoso) nos pontos PA-0 e PA-6.



Fonte: Pesquisa direta

A análise da SIMPER mostrou dissimilaridade de 85,44% na distribuição de grupos dominantes de fitoplâncton entre a estação chuvosa e a estação seca. As espécies *Oscillatoria* sp. (29,86%) e *Anabaena* sp1. (8,29%) foram dominantes na estação seca, enquanto que na estação chuvosa, teve *Pinnularia* sp2 (4,72%) como o táxon mais representativo (Tabela 40).

A dominância de cianobactérias na estação seca pode estar relacionada a processos de eutrofização, principalmente, quando se apresenta florações desses organismos. A dominância de cianobactérias no período seco indica que o rio Parnaíba pode sofrer processo de degradação ambiental, ameaçando a integridade das comunidades biológicas, fato verificado no estudo de Adlof *et al.* (2018).

As condições especiais de pH e provavelmente, a contribuição dos naturais durante período chuvoso, são fatores importantes que influenciam a riqueza de espécies de *Pinnularia*, que é um bioindicador de boa qualidade da água em rios, sendo este aspecto visualizado no estudo de Pereira *et al.* (2015).

Tabela 40 – Principais táxons que contribuíram para as diferenças médias entre a estação seca e chuvosa, conforme determinado pela análise SIMPER nos períodos de nov/15 a nov/17 (período seco e chuvoso) nos pontos PA-0 e PA-6.

Táxon	Dissimilaridade média	Porcentagem de contribuição %	Porcentagem cumulativa %	Abundância média Seco	Abundância média chuvoso
<i>Oscillatoria</i> sp	25,51	29,86	29,86	4,10E+04	3,67E+03
<i>Anabaena</i> sp1	7,09	8,29	38,16	1,14E+04	2,50E+03
<i>Choococcus</i> sp	5,54	6,48	44,64	7,43E+03	1,17E+03
<i>Merismopedia</i> sp	4,49	5,25	49,90	5,00E+03	500
<i>Pinnularia</i> sp2	4,03	4,72	54,63	2,43E+03	4,00E+03
<i>Gymnodinium</i> sp	3,73	4,37	59,00	3,00E+03	3,33E+03
<i>Staurastrum</i> sp	3,22	3,77	62,78	4,00E+03	500
<i>Merismopedia</i> sp1	2,96	3,47	66,25	4,29E+03	833
<i>Golenkinia</i> sp	2,90	3,40	69,65	3,00E+03	500
<i>Protoperdinium</i> sp	2,45	2,87	72,53	1,14E+03	2,00E+03
<i>Eunotia</i> sp	2,33	2,72	75,26	286	2,83E+03
<i>Cymbella</i> sp1	2,24	2,63	77,89	1,00E+03	2,17E+03
<i>Euglena</i> sp2	2,19	2,56	80,45	2,43E+03	333
<i>Phacus</i> sp3	2,11	2,47	82,93	2,43E+03	0,01
<i>Navicula</i> sp	2,01	2,35	85,29	1,57E+03	1,50E+03
<i>Crucigenia</i> sp1	2,00	2,34	87,63	2,00E+03	1,33E+03
<i>Nitzschia</i> sp3	1,94	2,27	89,91	2,43E+03	667
<i>Trachelomona</i> sp1	1,36	1,60	91,51	1,43E+03	0,01
<i>Trachellomona</i> sp1	1,36	1,60	93,11	1,43E+03	0,01
<i>Euglena</i> sp	1,31	1,53	94,65	1,43E+03	500
<i>Phacus</i> sp1	1,182	1,38	96,03	1,29E+03	0,01
<i>Euglena</i> sp1	1,04	1,22	97,26	1,29E+03	333
<i>Surirella</i> sp	0,83	0,97	98,23	143	833
<i>Phacus</i> sp	0,52	0,61	98,84	429	333
<i>Phacus</i> sp2	0,39	0,46	99,31	429	167
<i>Strombomona</i> sp	0,39	0,45	99,76	571	0,01
<i>Peridinium</i> sp	0,20	0,23	100,00	286	0,01

Dos grupos fitoplanctônicos registrados durante a atual pesquisa, a divisão Bacillariophyta foi a que mais se destacou no ambiente, provavelmente, devido à sua preferência em áreas ricas em nutrientes; seguida pelas Chlorophyta, Cyanophyta, Euglenophyta e Dynophyta. A presença das divisões Chlorophyta, Cyanophyta e Euglenophyta indica a influência de ambientes ricos em matéria orgânica e composta de organismos protozoóides, unicelulares e móveis, enquanto que a ocorrência de Dynophyta sugere que

grande disponibilidade de nutrientes, sendo que a maioria é autotrófica, entretanto, muitas necessitam assimilar compostos orgânicos para o seu desenvolvimento.

Dentre os representantes que compõem o fitoplâncton dos rios Parnaíba e Poti evidenciou-se o predomínio de Chlorophyta e Bacillariophyta, não ocorrendo espécies dominantes nas amostras. Foi enquadrada na categoria abundante apenas o táxon *Nostoc* sp., atingindo percentual de 44,11% em julho de 2016, no ponto PT-5 (Ponte da Primavera), localizado no rio Poti. Todos os outros táxons foram considerados pouco abundantes e raros.

A contribuição das Chlorophyta, em relação aos demais grupos, foi registrada para o rio Poti pela autora Câmara (2011) e no rio Parnaíba por Câmara, Moura e Bittencourt-Oliveira (2012).

Em todos os pontos amostrados, as Cyanophyta e Chlorophyta ocorreram com o número mais alto de táxons. O ponto de amostragem com maior riqueza foi o PT-0 (Usina Santana), localizado no rio Poti, no mês de novembro de 2015, com 31 táxons. No ponto correspondente à Estação de Tratamento do Bairro Santa Maria da Codipi (PA-6), no rio Parnaíba no mês de março de 2017, encontrou-se oito táxons, o menor número de táxons.

A riqueza de Chlorophyta e Cyanophyta pode ser explicada pelas condições ambientais, enquanto as cianobactérias são favorecidas por estiagem prolongada, alta evaporação, altos níveis de nutrientes favorecendo a eutrofização de rios urbanos que leva a altas concentrações de fósforo e nitrogênio na água.

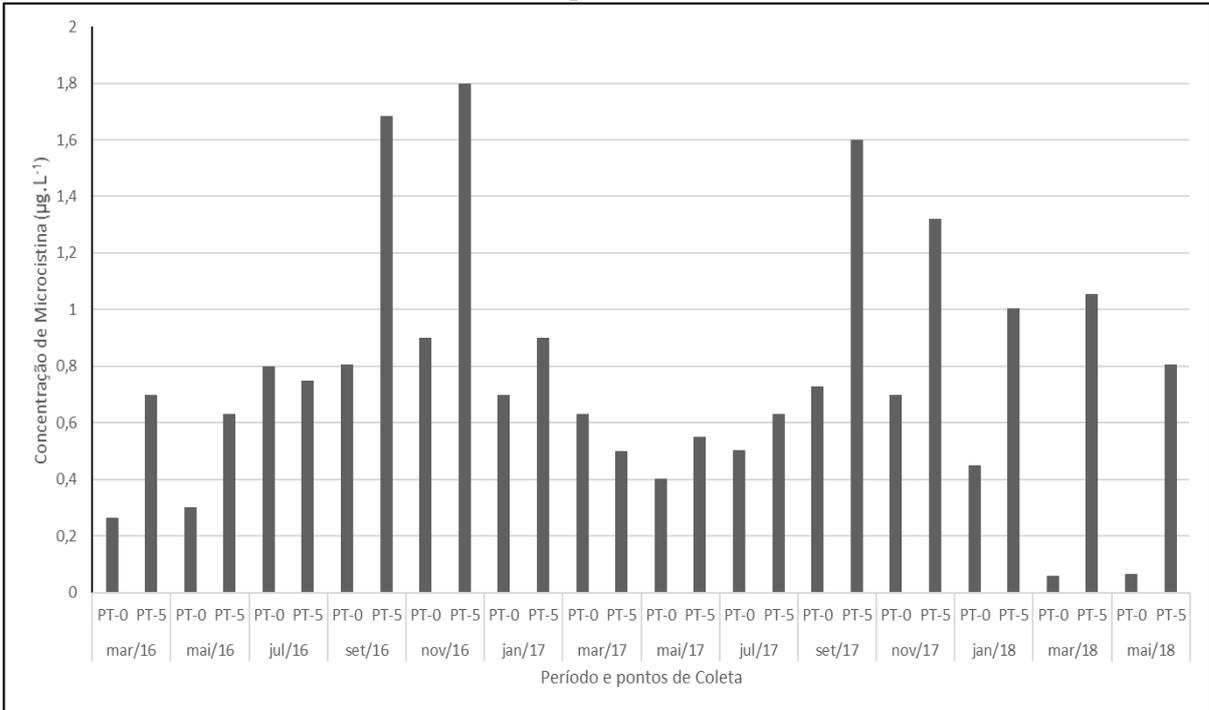
5.3.1 Cianobactérias e cianotoxinas

Para a análise da microcistina-LR nas amostras analisadas foram construídas curvas de calibração com coeficiente de linearidade ($R^2 = 0,99$) e com os resultados de absorvância do controle negativo (0,0 ppb) e dos calibradores (0,3 ppb, 0,8 ppb, 2,0 ppb e 5,0 ppb) obtidos por meio das leituras efetuadas com o emprego do Espectrofotômetro como realizado por Moreira *et al.* (2014).

Nas amostras consideradas neste estudo no período seco, dois pontos apresentaram valor considerável de microscistina: PT-5, no rio Poti e PA-6 no rio Parnaíba nos meses de setembro e novembro de 2016 e 2017, ultrapassando assim os limites da portaria de consolidação nº 5 de 2017 do Ministério da Saúde, comprovando que o rio Poti é, potencialmente, tóxico nesse período devido a existência de florações de cianobactérias no perímetro urbano de Teresina, podendo afetar a qualidade da água do manancial,

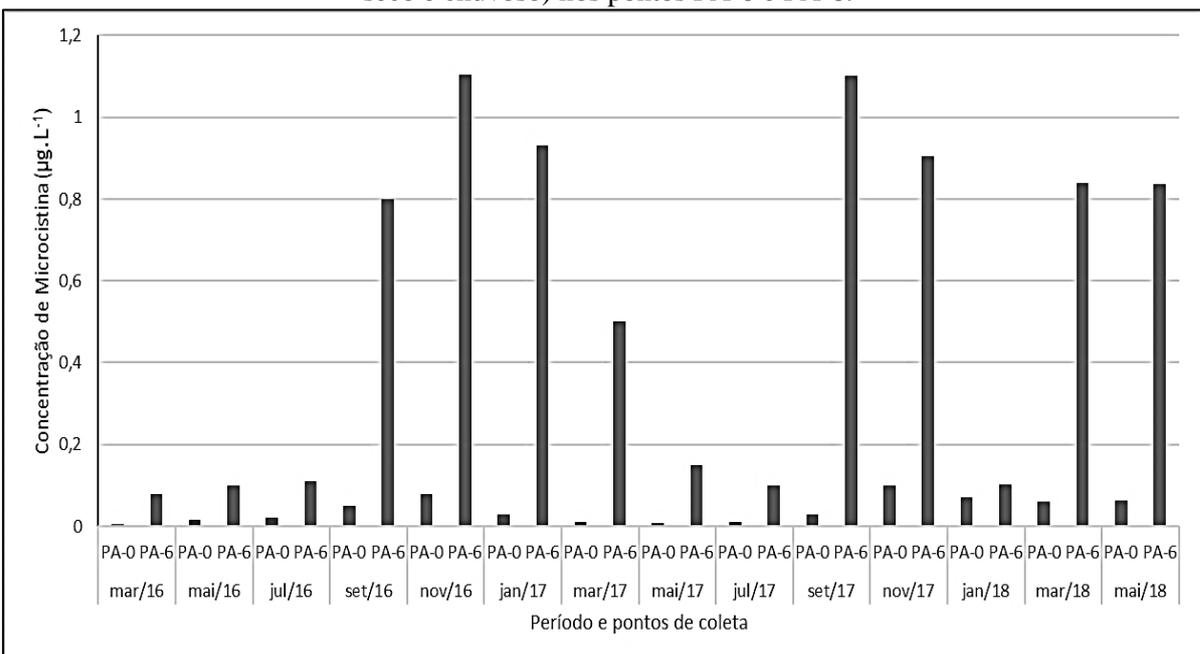
principalmente, no ponto PA-5 onde foi instalada a Estação de Tratamento de água (ETA – norte), localizada no Bairro Santa Maria da Codipi, como mostrado nas figuras 11 e 12.

Figura 11 - Concentração de microcistina no rio Poti nos períodos de nov/15 a nov/17 (período seco e chuvoso) nos pontos PT-0 e PT-5.



Fonte: Pesquisa direta

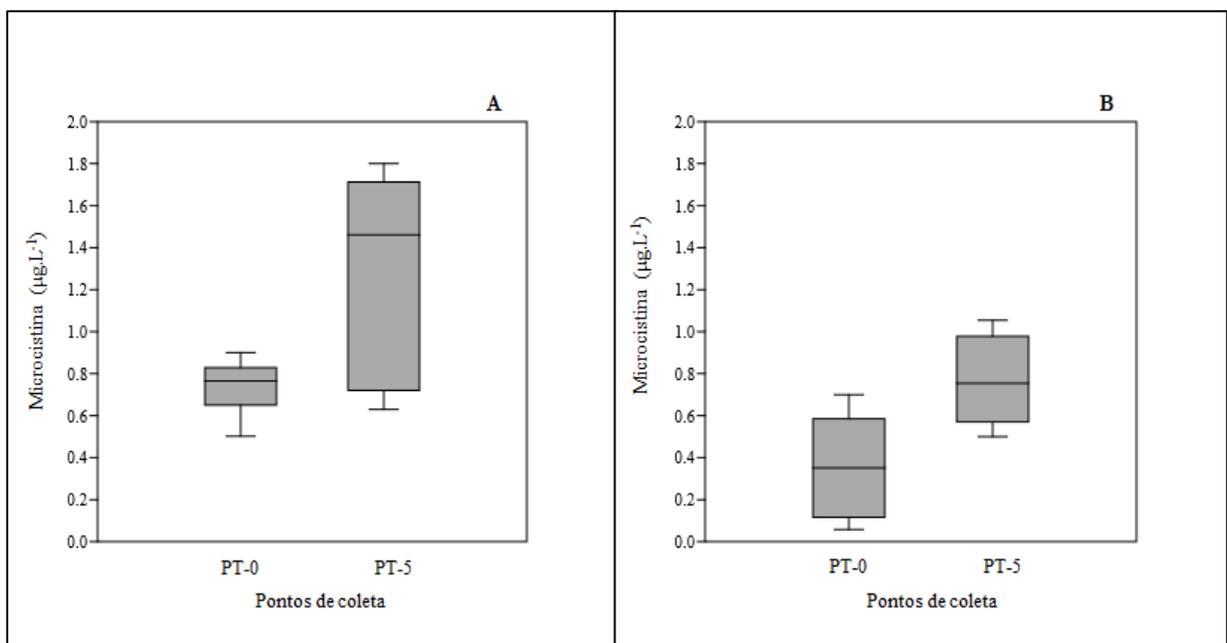
Figura 12 - Concentração de microcistina no rio Parnaíba nos períodos de nov/15 a nov/17 (período seco e chuvoso) nos pontos PA-0 e PA-6.



Fonte: Pesquisa direta

No rio Poti pôde-se visualizar variação na concentração de microcistina-LR. A análise de variância entre os pontos de coleta durante o período seco indicou não haver diferença estatística significativa das amostras ($H=2,56$ e $p=0,10$), ocorrendo uma variação de $0,50 \mu\text{g L}^{-1}$ no ponto PT-0 a $1,80 \mu\text{g L}^{-1}$ no ponto PT-5. Já durante o período chuvoso, houve diferença estatística significativa entre os pontos de coleta ($H=7,45$ e $p<0,05$), ocorrendo oscilação de $0,05 \mu\text{g L}^{-1}$ no ponto PT-0 a $1,05 \mu\text{g L}^{-1}$ no ponto PT-5 (Figura 13).

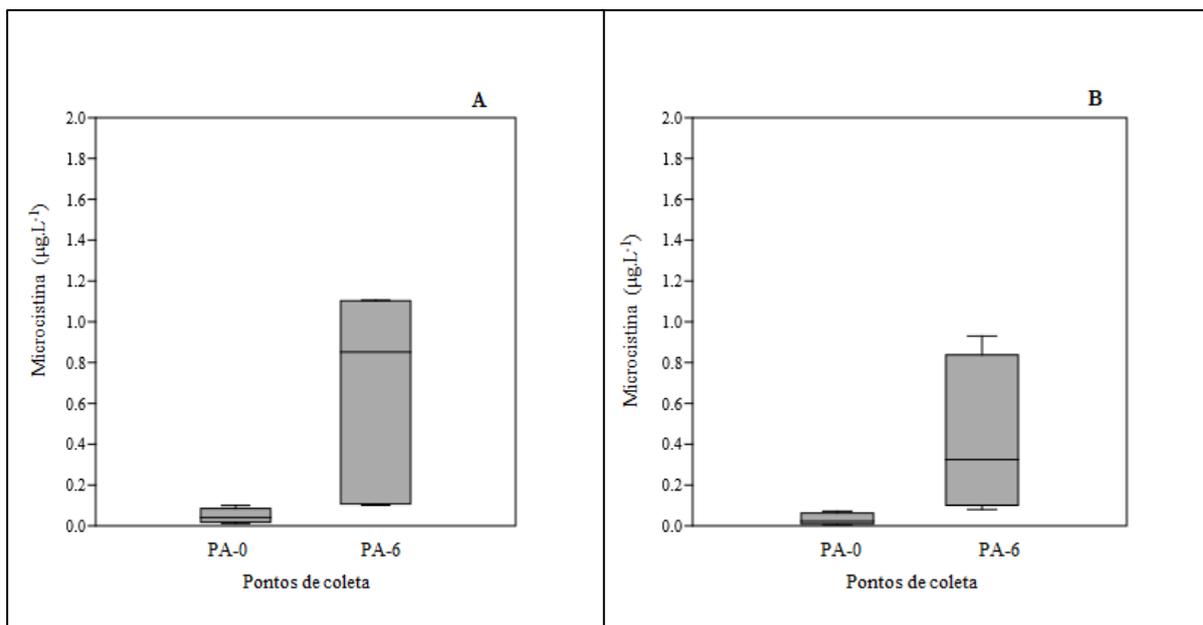
Figura 13 - Variação da concentração de microcistina no rio Poti: período seco (A) e chuvoso (B) nos períodos de nov/15 a nov/17 (período seco e chuvoso) nos pontos PT-0 e PT-5.



Fonte: Pesquisa direta

No rio Parnaíba, pôde-se visualizar também variação da concentração de microcistina-LR. A análise de variância entre os pontos de coleta durante o período seco indicou haver diferença estatística significativa das amostras ($H=8,308$ e $p=0,03$), ocorrendo variação de $0,01 \mu\text{g L}^{-1}$ no ponto PA-0 a $1,10 \mu\text{g L}^{-1}$ no ponto PA-6. Este fato, também, ocorreu durante o período chuvoso em que houve diferença estatística significativa entre os pontos de coleta variou de $H=11,29$ e $p<0,05$), ocorrendo uma oscilação de $0,006 \mu\text{g L}^{-1}$ no ponto PA-0 a $0,93 \mu\text{g L}^{-1}$ no ponto PA-6 (Figura 14).

Figura 14 - Concentração de microcistina no rio Parnaíba: Período seco (A) e chuvoso (B), nos períodos de nov/15 a nov/17 (período seco e chuvoso) nos pontos PA-0 e PA-6.



Fonte: Pesquisa direta

A presença das referidas florações e de microcistina-LR no rio Poti é condizente com a literatura, uma vez que em ambientes aquáticos continentais de clima tropical, onde temperaturas são elevadas há um estímulo para o desenvolvimento de cianobactérias. Além disso, deve-se levar em consideração que o intenso lançamento de cargas poluidoras nesse ambiente aquático associado ao arraste da matéria orgânica pela ação das chuvas são fatores que, provavelmente, contribuíram para aumento da intensidade da eutrofização. Este fenômeno, por sua vez, também consiste num fator que favorece a existência das toxinas.

A liberação das toxinas por cianobactérias ocorre devido à *lise* (rompimento) das células por senescência, uso de algicidas ou para se protegerem contra a herbivoria do zooplâncton (PINEDA; OLVERA; MARTINEZ, 2012). Comparando-se os pontos PT-5 do rio Poti e PA-6 do rio Parnaíba, período seco, verificou-se nítida elevação da microcistina intracelular, fato que pode ser explicado devido a maior probabilidade de aparecimento de cianobactérias nesse período, uma vez que na região nordeste, os corpos d'água em geral ficam com volume de água reduzido, aumentando assim o acúmulo de nutrientes, favorecendo o aparecimento de florações e conseqüentemente a presença de cepas tóxicas (PINEDA; OLVERA; MARTINEZ, 2012). O período seco caracteriza-se por baixo índice pluviométrico e conseqüente fluxo lento das águas do rio, o que garante e permite vários ciclos celulares de duplicação para as células de cianobactérias.

Verificou-se variação temporal nas florações de cianobactérias, que ocorrem em intervalos de tempos curtos e em pontos distintos com diferenças sazonais. De acordo com estudos recentes, essas variações, ainda, não foram devidamente esclarecidas (CARVALHO *et al.*, 2013; GÓIS; OLIVEIRA, 2014)

No período chuvoso, os pontos PT-5 do rio Poti e PA-6 do rio Parnaíba apresentaram queda significativa na concentração de microcistina-LR intracelular. O ponto 6 do rio Parnaíba, apesar de situar-se em um local com mínimos sinais de eutrofização, apresentou quantidade, relativamente, alta de microcistina intracelular. Estes dados corroboram com estudos feitos por Piccin-Santos *et al.* (2012), em quatro reservatórios brasileiros, que mostraram baixa densidade de células de cianobactérias e apresentaram alta concentração de microcistina. Tais evidências nos levam a considerar que, apesar de determinado corpo d'água não conter número significativo de células de cianobactérias e não ser constatada a presença de floração, as toxinas podem estar presentes em concentrações elevadas na água. Estudos comprovam que o crescimento exponencial das cianobactérias não pode ser sustentado por um longo período, porque a partir de certo ponto os nutrientes começam a ficar escassos e insuficientes para suportar grandes populações, ocorrendo então limitação no crescimento populacional desses organismos.

Dessa forma, a escassez de nutrientes pode provocar lise nas cianobactérias, com isso liberando toxinas e mesmo ocorrendo baixa na densidade celular, as toxinas podem continuar presentes na água por vários dias. Não é possível, dessa forma, se estabelecer uma relação entre densidades celulares e níveis de concentração de cianotoxinas (GÓIS; OLIVEIRA, 2014).

Deve-se salientar que o percentual de *lise* das cianobactérias produtoras de microcistina é baixo e não está associado com o nível de eutrofização do manancial, visto que a liberação da toxina não se altera de acordo com a acentuação desta (PEARSON *et al.*, 2010; WOODHOUSE; RAPADAS; NEILAN, 2014)

5.4 Percepção dos Gestores sobre a segurança hídrica do rio Parnaíba

Com intuito de verificar a percepção dos gestores a respeito da segurança hídrica do rio Parnaíba foram solicitadas autorizações junto aos órgãos para a realização das entrevistas. Verificou-se que dos dezesseis gestores solicitados apenas seis autorizaram ser entrevistados:

Secretários de Meio Ambiente dos municípios de Guadalupe-PI e Timon-MA, Diretor da Agência Municipal de Regulação de Serviços Públicos de Teresina (ARSETE), Superintendente de Recursos Hídricos da Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Piauí (SEMARH), Diretor da Agência Reguladora dos Serviços Públicos Delegados do Estado do Piauí (AGRESPI) e Diretor da empresa Águas e Esgotos do Piauí S/A (AGESPISA).

Os dados obtidos nas entrevistas foram sistematizados em categorias dos discursos coletivos (DSC) e permitiram caracterizar a percepção destes sobre a segurança hídrica do manancial de abastecimento público.

Na Análise do DSC para a concepção dos gestores sobre os usos múltiplos do rio Parnaíba foi realizado o seguinte questionamento: *Fale um pouco sobre os usos múltiplos da água do rio Parnaíba (serve para quê e pra quem?)*, três ideias centrais foram evidenciadas conforme observado no Quadro 4.

Quadro 4 - Distribuição de ideias centrais para usos múltiplos da água do rio Parnaíba.

Categoria	Ideia Central	n	%
A	Abastecimento	4	66,66
B	Agricultura e geração de energia	1	16,66
C	Pesca	1	16,66

Fonte: Elaborado pelo autor

A categoria A apresentou o DSC mais prevalente sobre os usos múltiplos:

Os usos múltiplos da água devem ser assegurados pelo órgão gestor de recursos hídricos, para garantir que os mananciais hídricos atendam às diversas necessidades de uso da água para toda a população principalmente para o abastecimento da população.

No primeiro DSC, destaca-se como principal uso múltiplo o abastecimento público, mostrando resultado semelhante ao estudo de Martinari e Peres (2016), que investigaram a concepção do uso da água. Essa observação é importante, pois os gestores devem ter conhecimento das fontes onde se retiram a água para o abastecimento da população.

Os outros discursos coletivos estão relacionados ao uso do rio Parnaíba para pesca e geração de energia. A concepção dos gestores em relação à pesca é condizente com a realidade local, que segundo MMA (2006) não possui pesca comercial relevante. No entanto, verifica-se

que há desconhecimento da maioria dos gestores sobre a utilização do rio Parnaíba para a agricultura e geração de energia.

Para a concepção dos gestores sobre a qualidade da água do rio Parnaíba foi realizado o seguinte questionamento: *O senhor considera que a água do rio Parnaíba é de qualidade? Por quê?* Nas respostas verificou-se que apenas uma ideia central foi evidenciada conforme observado no Quadro 5.

Quadro 5 - Distribuição de ideias centrais para qualidade da água do rio Parnaíba

Categoria	Ideia Central	n	%
A	A água do rio Parnaíba tem qualidade satisfatória	6	100,00

Fonte: Elaborado pelo autor

A categoria A apresentou o DSC mais prevalente sobre a qualidade da água:

Água é de boa qualidade mesmo recebendo grande quantidade de esgotos o rio tem um grande poder de diluição.

O discurso principal destaca-se para a qualidade satisfatória, mostrando que os gestores ainda consideram a água do rio Parnaíba de boa qualidade, no entanto, todos afirmaram a existência de esgotos sendo lançados destacando grande poder de diluição do corpo hídrico.

Na análise do DSC, sobre os fatores que afetam a qualidade da água do rio Parnaíba, três ideias centrais foram evidenciadas de acordo com o Quadro 6.

Quadro 6 - Distribuição de ideias centrais fatores que afetam a qualidade da água do rio Parnaíba

Categoria	Ideia Central	n	%
A	Lançamento de esgotos	4	66,66
B	Fatores climáticos	1	16,66
C	Desmatamento	1	16,66

Fonte: Elaborado pelo autor

A categoria A apresentou o DSC mais prevalente sobre os fatores que afetam a qualidade da água do rio Parnaíba:

O principal fator que afeta a qualidade da água do rio Parnaíba é o esgotamento sanitário.

No primeiro DSC, destaca-se como principal fator que afeta a qualidade da água do rio Parnaíba é o lançamento de esgotos. Os outros discursos coletivos estão relacionados ao desmatamento e aos aspectos climáticos. Verifica-se que os gestores conhecem os impactos de lançamento de efluentes que possam comprometer sua qualidade disponibilidade no futuro.

De acordo com a ideia central relacionada à falta de esgotamento sanitário os gestores tem conhecimento de que o rio Parnaíba recebe efluentes sem tratamento e consegue suportar grande carga de poluição. Esse processo é agravado, principalmente, no período chuvoso que há processo de poluição difusa e diminuição na qualidade da água (SOARES; CRUZ; SILVA, 2019).

Para a concepção dos gestores sobre a qualidade da água do rio Parnaíba a possibilidade de o rio Parnaíba vir a secar ou desaparecer um dia verificou-se apenas uma ideia central em evidência conforme observado no Quadro 7.

Quadro 7 - Distribuição de ideias centrais sobre a possibilidade de o rio Parnaíba vir a secar ou desaparecer.

Categoria	Ideia Central	n	%
A	O rio Parnaíba não tem possibilidade de secar	6	100,00

Fonte: Elaborado pelo autor

A categoria A apresentou o DSC mais prevalente sobre a qualidade da água:

O rio Parnaíba não vai secar nem desaparecer, pois vão acontecer intervenções.

O discurso principal destaca-se, mostrando que os gestores ainda consideram que o rio Parnaíba não secará ou desaparecerá pois acreditam que o recurso hídrico não sofre por ações antrópicas consideráveis.

Para a concepção dos gestores sobre a segurança hídrica do rio Parnaíba verificou-se que todos relacionaram a segurança hídrica a disponibilidade de uma água de boa qualidade para as gerações futuras, apresentando o seguinte DSC sobre a segurança hídrica do manancial:

Segurança hídrica é utilizar a água de modo sustentável suprimindo a demanda futura.

No discurso coletivo dos gestores, verificou-se o desconhecimento da legislação que garante a segurança de recursos hídricos, divergindo das experiências de gestão

principalmente, nas bacias da região Sudeste do Brasil, que apresentam gestão integrada com a criação de comitês para tratar de problemas nos mananciais (TUNDISI; TUNDISI, 2016).

Na análise do DSC sobre o planejamento e desenvolvimento de ações para a segurança hídrica do manancial, uma ideia central foi evidenciada de acordo com o Quadro 8.

Quadro 8 - Distribuição de ideias centrais para planejamento e desenvolvimento de ações para a segurança hídrica do rio Parnaíba

Categoria	Ideia Central	n	%
A	Não tem conhecimento de ações	6	100,00

Fonte: Elaborado pelo autor

A categoria A apresentou o DSC prevalente sobre o planejamento e desenvolvimento de ações para a segurança hídrica do manancial:

Não tem conhecimento de ações para a segurança hídrica e a responsabilidade é dos gestores.

De acordo com os gestores é importante se ter um manancial seguro, no entanto a maioria não demonstrou o que estas ações possam gerar e como realizá-las. Apenas um entrevistado afirmou o processo de garantia da segurança hídrica do manancial como benefício para sua área, ainda que nesse caso o entrevistado apontasse como melhoria para o benefício econômico, o que vai em total desencontro às ações globais e fundamentais para se ter uma água segura para assegurar suprimento adequado aos múltiplos usos (TUNDISI; TUNDISI, 2016).

No que diz respeito as ações para se alcançar a segurança hídrica do manancial, a maioria deles afirmou que desconhece ações, fato que, realmente, não ocorre como se verifica neste estudo, em que o rio Poti tem sua qualidade prejudicada ao longo de décadas, devido ao processo de urbanização e vem sofrendo constantemente processo de eutrofização, com reprodução excessiva de cianobactérias produtoras de toxinas.

Estas cianotoxinas podem prejudicar a segurança hídrica do manancial, pois o rio Poti possui sua foz localizada a montante de uma estação de tratamento do rio Parnaíba, fato que em nenhum momento foi citado pelos entrevistados, significando assim que há falta de planejamento dos gestores para lidar com essa problemática, que pode gerar consequências gravíssimas para a saúde humana, uma vez que o consumo continuado de pequenas doses dessas toxinas pode levar a uma maior incidência de câncer na população exposta.

Analisando as informações sobre os atores entrevistados, foi possível identificar que a tomada de decisões parte de um modelo político eletivo em que os indivíduos não são influentes na tomada de decisão. Este discurso coletivo confirma que é importante a gestão integrada de recursos hídricos fundamental para a saúde humana, sendo necessário educar a população e capacitar técnicos, gestores e pesquisadores, com uma visão sistêmica dos recursos hídricos para garantir a segurança do manancial.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O aumento na degradação dos recursos hídricos em Teresina está associado aos diversos impactos causados por ações antrópicas ao longo de sua área urbana. A ocupação desordenada e o despejo de esgotos domésticos são algumas das atividades que contribuem para o assoreamento e eutrofização dos rios Poti e Parnaíba.

Os resultados deste estudo indicam que a qualidade da água do rio Poti está mais comprometida por receber grandes quantidades de cargas poluidoras que contribuem para a floração de cianobactérias, que podem liberar toxinas prejudiciais à saúde humana, principalmente, durante o período seco. Esse fato é preocupante, tendo em vista que o rio Poti desagua no Parnaíba, que é o principal manancial de abastecimento público no Estado do Piauí.

A percepção dos gestores mostrou-se importante ferramenta para a análise de como são planejadas e realizadas ações para a segurança hídrica dos rios Poti e Parnaíba. Neste estudo, não houve correspondência direta entre a percepção e os dados do monitoramento dos rios, evidenciando-se a necessidade de maior capacitação técnica dos gestores para a tomada de decisões para garantir a segurança hídrica do manancial de abastecimento público e evitar que grande número de pessoas fique sem água ou com acesso de baixa qualidade.

No entanto, no que se refere a qualidade da água do rio Parnaíba percebe-se que mesmo existindo lançamento de cargas poluidoras em centros urbanos este não é o único fator que pode pôr em risco a segurança hídrica do manancial. Outra vulnerabilidade que não foi objeto deste trabalho é a ausência de monitoramento dos agrotóxicos ao longo da bacia, pois existe atividades agrícolas que podem utilizar essas substâncias que são nocivas ao ser humano e à biota aquática.

A gestão dos recursos hídricos pressupõe então uma visão abrangente, fato que implica principalmente em instituir políticas públicas, tecnologias e educação para promover um processo ao longo prazo. O desafio é compatibilizar a preservação e o desenvolvimento econômico, atendendo ao princípio do uso sustentável de acordo com os preceitos estabelecidos pela Agenda 21 e garantindo o acesso à uma água segura.

REFERÊNCIAS

- ABAKUMOV, A., IZRAILSKY, Y., & PARK, S. Functioning of the phytoplankton in seas and estimates of primary production for aquatic ecosystems. **Advanced Modelling Techniques Studying Global Changes in Environmental Sciences**, 339–349. 2015. <https://doi.org/10.1016/b978-0-444-63536-5.00015-6>
- ABREU, C. H. M. DE; CUNHA, A. C. Qualidade da água e índice trófico em rio de ecossistema tropical sob impacto ambiental. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2016. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522016144803>
- ADLOFF, C. T., BEM, C. C., REICHERT, G., & AZEVEDO, J. C. R. DE. Analysis of the phytoplankton community emphasizing cyanobacteria in four cascade reservoirs system of the Iguazu River, Paraná, Brazil. **RBRH**, 2018. <https://doi.org/10.1590/2318-0331.0318170050>
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil. Relatório Pleno** Brasília, 2017. Disponível em http://conjuntura.ana.gov.br/static/media/conjuntura_completo.27432e70.pdf
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil**. Brasília: 2013.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Panorama da qualidade das águas superficiais do Brasil**. Brasília: 2012.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: informe anual**. Brasília: ANA, 2018. <http://arquivos.ana.gov.br/portal/publicacao/Conjuntura2018.pdf>
- ALVES RIBEIRO, ERLON; SANDRI, DELVIO; BOÊNO, JOSIANNY. Qualidade da água de córrego em função do lançamento de efluente de abate de bovino. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental** 17. 425-433, 2013. <http://10.1590/S1415-43662013000400011>
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). **Standard Methods for the Examination Water and Wastewater**. 21. ed. Washington: American Public Health Association, 1083p. 2005.
- ANDRADE, R. DA R; GIROLDO, D. Limnological characterisation and phytoplankton seasonal variation in a subtropical shallow lake (Guaíba Lake, Brazil): a long-term study. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 2015. <https://doi.org/10.1590/s2179-975x2014000400011>
- ANTUNES, A., SCHWINGEL, P. R., BURLIGA, A. L. M., & URBAN, S. Composição do fitoplâncton da bacia hidrográfica do Rio Camboriú (SC, Brasil) durante o verão de 2005. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, 2013. <https://doi.org/10.14210/bjast.v11n2.p33-43>
- ARANTES, E. J., CARVALHO, K. Q., SOUZA, D. C., KREUTZ, C., LIMA, S. B., PASSIG, F. H., ... BELINI, A. D. Influence of urban area on the water quality of the Campo River basin, Paraná State, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 2015. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.00413suppl>
- ARIFFIN, M.; SULAIMAN, S. N. M. Regulating Sewage Pollution of Malaysian Rivers and its Challenges. **Procedia Environmental Sciences**, 30, 168–173, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2015.10.030>

BALETA, F. N.; BOLAÑOS, J. M. Phytoplankton identification and water quality monitoring along the fish-cage belt at Magat dam reservoir, Philippines. **International Journal of Fisheries and Aquatic Studies**, v. 4, n. 3, p. 254–260, 2016.

BAPTISTA, G. M. DE M., ARAÚJO NETO, M. D. DE. O processo de eutrofização artificial no Lago Paranoá, Brasília, DF. **Geonomos**, 2016. <https://doi.org/10.18285/geonomos.v2i2.224>

BAPTISTA, S. A. C. **Governança da água na região metropolitana de São Paulo – Percepções e propostas de gestores e de militantes da água num contexto de crise hídrica**. Dissertação de mestrado, USP, São Paulo, 2017.

BARBOSA, B. C. A.; PESSOA, K. DE A. R.; SILVA, G. M. Identificação de cianobactérias no rio Cocó – Fortaleza (CE) no trecho próximo ao lixão do Jangurussu (CONNEPI, Ed.) Congresso Norte Nordeste de Pesquisa e Inovação. 7. **Anais...** Palmas-TO, 2012.

BARRETO, L.V.; BARROS, F.M.; BOMONO, P.; ROCHA, F. A.; AMORIM, J.S. Eutrofização em rios urbanos. **Enciclopédia Biosfera, centro científico conhecer** – Goiânia, v.9. n. 16, 2013.

BATISTA MATTOS, J., BRITO SILVA, K., DA SILVA, R. J., MOTA ALMEIDA, T. H., SIBILLA SOARES PÓVOAS, H., DA SILVA, P. V. R., ... DA SILVA MATOS, I. Natural factors or environmental neglect? Understanding the dilemma of a water crisis in a scenario of water plenty. **Land Use Policy**, 82, 509–517, 2019. <https://doi:10.1016/j.landusepol.2018.12.027>

BAYLÓN CORITOMA, M., ROA CASTRO, K., LIBIO SÁNCHEZ, T., TAPIA UGAZ, L., JARA PENA, E., MACEDO PRADA, D, DEXTRE RUBINA, A. Avaliação da diversidade de algas fitoplanctônicas como indicadores de qualidade de água em altos lagos andinos do departamento de Pasco (Peru). **Ecologia aplicada**, 2018. <https://doi.org/10.21704/rea.v17i1.1180>

BERTONI, J.C.; TUCCI, C.E.M. Precipitação. In: TUCCI, C.E.M.; SILVEIRA, A. L. L. (EDS.). **Hidrologia: ciência e aplicação**. Porto Alegre: ABRH, 2009.

BITTENCOURT-OLIVEIRA, MC., BUCH, B., HEREMAN, TC., ARRUDA-NETO, JDT., MOURA, AN. and ZOCCHI, SS., 2012. Effects of light intensity and temperature on *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) with straight and coiled trichomes: growth rate and morphology. **Brazilian Journal of Biology**, vol. 72, no. 2, p. 343-351, 2012.

BOURRELLY, P. Les algues d'eau douce. Initiation à la systematique. Tome I: Les algues vertes. **Société Nouvelle des Éditions Boubéé**, Paris, 572p, 1985.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Agrotóxicos no Brasil e os impactos na qualidade da água para consumo humano** – versão preliminar reduzida, 2018

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano**. Brasília, 56 p., 2003.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº 5, de 28 de setembro de 2017: Dispõe sobre Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. Brasília: **Diário Oficial da União**, 28/09/2017.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. SECRETARIA DE RECURSOS HÍDRICOS. **Caderno da região hidrográfica do Parnaíba**. Brasília, 2006.

- BRUNNER, M. I., ZAPPA, M.; STÄHLI, M. Scale matters: effects of temporal and spatial data resolution on water scarcity assessments. **Advances in Water Resources**, 2018. <https://doi:10.1016/j.advwatres.2018.11.013>
- BURKINA, V., ZAMARATSKAIA, G., SAKALLI, S., GIANG, P. T., KODES, V., GRABIC, R., RANDAK, T. Complex effects of pollution on fish in major rivers in the Czech Republic. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 164, 92–99, 2018. <https://doi:10.1016/j.ecoenv.2018.07.109>
- CÂMARA, F., ROCHA, O., PESSOA, E., CHELLAPPA, N., & CHELLAPPA, S. Morphofunctional changes of phytoplankton community during pluvial anomaly in a tropical reservoir. **Brazilian Journal of Biology**, 2015. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.19513>
- CÂMARA, F.D.M; MOURA, A.N; OLIVEIRA, M.C.B. Ficoflórua Planctônica do rio Parnaíba, Estado do Piauí. **Revista Nordestina de Biologia**, 16 (1/2): 3-21, 2002 <http://www.lcb.esalq.usp.br/publications/articles/2002/2002rmbv16n1p3-21.pdf>
- CÂMARA, M.F.M. Avaliação da qualidade da água do rio Poti na cidade de Teresina-PI. Rio Claro - SP. Tese (Doutorado em Geografia) Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, 2011.
- CARDOSO, A. S., MARWELL, D. T. B., MELO, G. L. DE, SOBRAL, M. DO C. M., & CASÉ, M. C. C. Análise da presença do fitoplâncton em bacia integrante do Projeto de Integração do Rio São Francisco, região semiárida, Nordeste brasileiro. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, 2016. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522016146707>
- CARVALHO, M. D. C. *et al.* **Manual de Cianobactérias Planctônicas: Legislação, Orientações para o Monitoramento e Aspectos Ambientais**. São Paulo: CETESB. v. 2, 2013.
- CHAFFIN, J. D., MISHRA, S., KANE, D. D., BADE, D. L., STANISLAWCZYK, K., SLODYSKO, K. N., FOX, E. L. Cyanobacterial blooms in the central basin of Lake Erie: Potentials for cyanotoxins and environmental drivers. **Journal of Great Lakes Research**, 2019. <https://doi:10.1016/j.jglr.2018.12.006>
- CHORUS, I.; BARTRAM, J. **Toxic Cyanobacteria in Water – A Guide to their Public Health Consequences, Monitoring and Management**. London: E & FN Spon, 1999.
- CLOERN, J.E. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. **Marine Ecology Progress Series**, Hamburg, v. 210, p. 223-253, 2001.
- CLOERN, J.E.; JASSBY, A.D. Patterns and scales of phytoplankton variability in estuarine-coastal ecosystems. **Estuaries and Coasts**, Austin, v. 33, n. 2, p. 230-241, 2010.
- COMPANHIA DE DESENVOLVIMENTO DOS VALES DO SÃO FRANCISCO E DO PARNAÍBA – CODEVASF. **Rio Parnaíba: aspectos geográficos e recursos naturais** [online]. Brasília, DF, 2012.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Qualidade das Águas Superficiais do Estado de São Paulo**, 2017. São Paulo, SP: CETESB, 2017. <http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/publicacoes-e-relatorios/>
- CONFALONIERI, U. Água e saúde: Aspectos Globais e Nacionais. In: BICUDO, Carlos E. de M. *et al.* **Águas do Brasil: análises estratégicas**. Instituto de Botânica. São Paulo, 2010.
- 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., p. 58-63. 2005.

CORDEIRO-ARAÚJO, M. K. *et al.* Cianobactérias planctônicas de reservatórios do Oeste Paulista: Condições naturais versus controladas. **Rev. Bras. Eng. Pesca**, v. 5, n. 3, p. 74–88, 2010.

DAMASCENO, D.; TOLEDO, T. G.; GODINHO, M. S.; *et al.* Análise multivariada de imagens na química: um experimento para determinação do pH de águas potáveis. **Química Nova**, v. 38, n. 6, p. 836–841, 2015.

DEPARTAMENTO DE ASSUNTOS ECONÔMICOS E SOCIAIS DA ONU. **Perspectivas de Urbanização Mundial**: 2014.

DERISIO, J. C. **Introdução ao controle de poluição ambiental**. 4ª edição atualizada, São Paulo, Oficina de Textos, 2012.

DI BERNARDO, L. MINILLO, A. DANTAS, A.D. **Florações de algas e de cianobactérias: suas influências na qualidade da água e suas tecnologias de tratamento**. São Carlos: Editora LDiBe, 2010.

DÍEZ, B.; ININBERGS, K. Ecological importance of cyanobacteria. In: SHARMA, N. K.; RAI, A. K.; STAL, L. J. Cyanobacteria: an economic perspective. **Library of Congress Cataloging-in-Publication Data**, 2014.cap. 1, p. 3-20, 2014.

DIJK, ALBERT IJM, BECK, HYLKE E., CROSBIE, RUSSELL S., JEU, RICHARD AM, LIU, YI Y., PODGER, GEOFF M., TIMBAL, BERTRAND, VINEY, NEIL R. A seca do milênio em Sudeste da Austrália (2001–2009): causas e implicações naturais e humanas para recursos hídricos, ecossistemas, economia e sociedade. **Recurso da água**. Res. 49 (2) 1040-1057, 2013.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Soja produzida no Matopiba representa 11% da produção nacional**, 2018.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 3ª Ed. Rio de Janeiro, RJ: Interciência, 1058p, 2011.

EVANS, A. E., MATEO-SAGASTA, J., QADIR, M., BOELEE, E., & IPPOLITO, A. Agricultural water pollution: key knowledge gaps and research needs. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, 36, 20–27, 2019. <https://doi:10.1016/j.cosust.2018.10.003>

FÓRUM ECONÔMICO MUNDIAL. **Relatório Global de Riscos 2015**. WEF, Davos, 2015.

FU, T., B. CHEN, W. JI, H. CHEN, W. CHEN, X. DONG, W. KUANG, J. CHEN, J. WANG, & H. LIN, 2016. Size structure of phytoplankton community and its response to environmental factors in Xiamen Bay, China. **Environmental Earth Sciences Springer Berlin Heidelberg** 75: 1–12, 2016.

FUNASA. **Cianobactérias Tóxicas na Água para Consumo Humano na Saúde Pública e Processos de Remoção em Água para Consumo Humano**: 1. Tratamento da água. 2. Qualidade da água. 3. Vigilância ambiental. Fundação Nacional de Saúde, Ministério da Saúde, Brasília. 56p, 2003.

GALLEGOS, C.L.; NEALE, P.J. Long-term variations in primary production in a eutrophic sub-estuary: contribution of short-term events. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, Washington, v. 162, p. 22-34, 2015.

GARDNER, J. L., A. PETERS, M. R. KEARNEY, L. JOSEPH, & R. HEINSOHN, Declining body size: A third universal response to warming? **Trends in Ecology and Evolution** 26: 285–291, 2011.

GÓIS, J. S.; OLIVEIRA, F. H. P. C. Variação sazonal das cianobactérias como parâmetro para análise da água do reservatório Mororó, no município de Pedra/PE. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 7, n. 357, p. 1015–1023, 2014.

GUERRA, L. **Compostos organofosforados no sedimento do rio Parnaíba**. Dissertação (mestrado), Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, 2019.

HAGEMANN, S. E.; GASTALDINI, M. do C. C. Variação da qualidade da água de chuva com a precipitação: aplicação à cidade de Santa Maria - RS. **RBRH**, Porto Alegre, v. 21, n. 3, p. 525-536, 2016.

HIRAKURI, M. H.; LAZZAROTTO, J. J. **O agronegócio da soja nos contextos mundial e brasileiro**. Embrapa Soja: Londrina, 2014.

HOEKSTRA, A. Y. Escassez de água desafia os negócios. *Nature Climate Change*, **Scientific American Brasil**, 2014.

HUSZAR, V.L.M., SILVA, L.H.S., MARINHO, M.M., DOMINGOS, P.; SANT'ANNA, C.L. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. In *The Trophic Spectrum Revisited: The Influence of Trophic State on the Assembly of Phytoplankton Communities* (C.S. Reynolds, M. Dokulil & J. Padisák, eds.). **Kluwer Academic Publishers**, Dordrecht, p.67-77, 2000.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Panorama das cidades**, 2018.

JACOBI, PEDRO ROBERTO; EMPINOTTI, VANESSA LUCENA; SCHMIDT, LUISA. Water Scarcity and Human Rights. **Ambient. soc.**, São Paulo, v. 19, n. 1, Mar. 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4422asoceditorialv1912016>

JARDIM, F. A., SPERLING, E. VON, JARDIM, B. F. DE M., ALMEIDA, K. C. DE B. Determinants of cyanobacteria's bloom in water at Doce River, Minas Gerais, Brazil. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, 2014. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522014019000001026>

JEPSON, W. E., WUTICH, A., COLLINS, S. M., BOATENG, G. O.; YOUNG, S. L. Progress in household water insecurity metrics: a cross-disciplinary approach. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 4(3), e1214, 2017. <http://doi:10.1002/wat2.1214>

JOVANOVIC, D., HATHAWAY, J., COLEMAN, R., DELETIC, A., MCCARTHY, D. T. Conceptual modelling of E. coli in urban stormwater drains, creek sand rivers. **Journal of Hydrology**, 555, 129–140, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.10.022>

KITTIKHOUN, A., & STAUBLI, D. M. Water diplomacy and conflict management in the Mekong: from rivalries to cooperation. **Journal of Hydrology**, 2018. <https://doi:10.1016/j.jhydrol.2018.09.05>

- KOMÁREK, J. & ANAGNOSTIDIS, K. Cyanoprokariota, 2. Teil: Oscillatoriales. In: B. BÜDEL, G. GÄRDNER, L. KRIENITZ & M. SCHAGUL (eds.). Subwasserflora von mitteleuropa, Band 19/2. **Spektrum Akademisch Verlag**, 759p, 2005.
- LE MOAL, M., GASCUEL-ODOUX, C., MÉNESGUEN, A., SOUCHON, Y., ÉTRILLARD, C., LEVAIN, A., PINAY, G. Eutrophication: A new wine in an old bottle? **Science of The Total Environment**, 651, 1–11, 2019. <https://doi:10.1016/j.scitotenv.2018.09.139>
- LEFEVRE, F.; LEFEVRE, A. M. C. **O discurso do sujeito coletivo: um novo enfoque em pesquisa qualitativa (desdobramentos)**. Caxias do Sul: EDUCS, 2003
- LI, J., LIU, Z., HE, C., YUE, H.; GOU, S. Water shortages raised a legitimate concern over the sustainable development of the drylands of northern China: Evidence from the water stress index. **Science of The Total Environment**, 590-591, 739–750, 2017. <https://doi:10.1016/j.scitotenv.2017.03.037>
- LIRA A. GAYSINA, ANIKET SARAF, PRASHANT SINGH, **Chapter 1 - Cyanobacteria in Diverse Habitats**, Editor(s): A.K. Mishra, D.N. Tiwari, A.N. Rai, Cyanobacteria, Academic Press, Pages 1-28, ISBN 9780128146675, 2019. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814667-5.00001-5>
- LOBO, E.; LEIGHTON, G. Estructuras comunitarias de las fitocenosis planctonicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. **Rev. Biol. Mar.**, 22(1): 1-29, 1986.
- MACEDO, C.F.; SIPAÚBA-TAVARES, L.H. Eutrofização e qualidade da água na piscicultura: consequências e recomendações. **Bol. Inst. Pesca, São Paulo**, 36(2): 149-163, 2010. https://www.pesca.sp.gov.br/36_2_149-163rev.pdf
- MARÇAL, D. A., & SILVA, C. E. Avaliação do impacto do efluente da estação de tratamento de esgoto ETE-Pirajá sobre o Rio Parnaíba, Teresina (PI). **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, 2017. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522017148242>
- MARCONATI SANTI, GIULIANA *et al.* Variabilidade espacial de parâmetros e indicadores de qualidade da água na sub-bacia hidrográfica do Igarapé São Francisco, Rio Branco, Acre, **Brasil. Ecol. apl.**, v. 11, n. 1, p. 23-31., 2012.
- MARENCO, J. A. *et al.* **A seca e a crise hídrica de 2014-2015 em São Paulo**. Revista USP, n.106, p.31 – 44, jul./ago./set., 2015.
- MARGALEF, R. Temporal succession and spatial heterogeneity in phytoplankton. In: A.A. Buzzati-Traverso (ed.). Perspectives in marine biology. **University of California Press, Berkeley**, pp. 323-349, 1958.
- MARKER, A.F.H; NUSH, E.A.; RAI, H.; RIEMANN, B. The measurement of photosynthetic pigments in freshwaters and standardization of methods: conclusions and recommendations, **Arch Hydrobiol. Beith. Ergebn. Limnol.**, v. 14 p.91-106. 1980.
- MARMONTEL, CAIO VINICIUS FERREIRA; RODRIGUES, VALDEMIR ANTONIO. Parâmetros Indicativos para Qualidade da Água em Nascentes com Diferentes Coberturas de Terra e Conservação da Vegetação Ciliar. **Floresta Ambient.**, Seropédica, v. 22, n. 2, p. 171-181, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.082014>

MARTÍNEZ-SILVA, P. Variación espacio-temporal de microalgas acuáticas del embalse de Betania – Huila y su relación con la calidad del agua. **Intropica**, 2016. <https://doi.org/10.21676/23897864.1642>

MARTIRANI, Laura Alves; PERES, Isabela Kojin. Crise hídrica em São Paulo: cobertura jornalística, percepção pública e o direito à informação. **Ambiente & Sociedade**, v. 19, n. 1, p. 1-20, 2016. <https://www.redalyc.org/pdf/317/31745308002.pdf>

MATTEUCCI, S. D.; COLMA, A. **Metodologia para el estudio de la vegetación**. Washington: Secretaria General de la Organización de los Estados Americanos – Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico, 169 p.1982.

MCCRACKEN, M. (2018). Shared Water Conflict and Cooperation. **Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences**, 2018. <http://doi:10.1016/b978-0-12-409548-9.11038-3>

MEDEIROS, Raimundo Mainar; DE HOLANDA, Romildo Morant; DE FRANÇA, Manoel Vieira. INTERPOLAÇÃO DA INSOLAÇÃO MÉDIA PARA O ESTADO DO PIAUÍ-BRASIL. **Revista de Geografia (Recife)**, v. 35, n. 5, 2018.

MEDEIROS, W. M. V.; SILVA, C. E.; LINS, R. P. M. Avaliação sazonal e espacial da qualidade das águas superficiais da bacia hidrográfica do rio Longá, Piauí, Brasil. **Rev. Ambient. Água**, Taubaté, v. 13, n. 2, e2054, 2018. <https://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.2054>

MEKONNEN, MESFIN M., HOEKSTRA, ARJEN Y. Quatro bilhões de pessoas enfrentando água severa escassez. **Sci. Adv.** 2 (2), e1500323, 2016.

MENEZES, H. E.; MEDEIROS, R.; SANTOS, J. L. G. Climatologia da pluviometria do município de Teresina, Piauí, Brasil. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 11, n. 4, p. 135-141, 2016.

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.

METCALF, J. S.; CODD, G. A. **Cyanobacterial Toxins (Cyanotoxins) in Water**. Foundation for Water Research, 2014.

MINILLO, A. *et al.* Biodegradação da hepatotoxina (D-Leu1) -microcistina-LR por bactérias presentes em filtros biológicos de carvão. **Eng.Sanit Ambient.**, v.18, n.3, p. 205-214, jul / set, 2013.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA (2005). Secretaria de Políticas Públicas para o Desenvolvimento Sustentável. **Projeto-Piloto Zoneamento Ecológico-Econômico do Baixo Rio Parnaíba – 1ª Aproximação**. Brasília, 2005.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE/MMA (2006). **Caderno da Região Hidrográfica do Parnaíba / Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Recursos Hídricos**. – Brasília: MMA, 2006.

MONTEIRO, C. A. B. **Caracterização do esgoto sanitário de Teresina: eficiência, restrições e aspectos condicionantes** 233f. Dissertação do Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente. Universidade Federal do Piauí, Teresina, 2004.

MORAIS, R. C. DE S., & SILVA, C. E. DA. Diagnóstico ambiental do balneário Curva São Paulo no rio Poti em Teresina, Piauí. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, 2012. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522012000100008>

MOUSING, E. A., M. ELLEGAARD, & K. RICHARDSON, Global patterns in phytoplankton community size Structure-evidence for a direct temperature effect. **Marine Ecology Progress Series** 497: 25–38. 2014.

MUCIÑO, R., FIGUEROA, M.; AGUIRRE, A. Composición fitoplanctónica en los sistemas fluvio-lagunares Pom-Atasta y Palizada del Este, adyacentes a la Laguna de Terminos Campeche, México. **Acta Biológica Colombiana**, 2015.

OGA, S. *et al.* **Fundamentos de Toxicologia**. 6º ed. São Paulo. P. 245-626, 2014.

OLIVEIRA, L. N.; SILVA, C.E. Qualidade da água do rio Poti e suas implicações para atividade de lazer em Teresina-PI. **Revista Equador (UFPI)**, vol. 3, n.1, p. 128-147, 2014.

OLIVEIRA, L.N. **Estudo da variabilidade sazonal da qualidade da água do rio Poti em Teresina e suas implicações na população local**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Piauí, Teresina, 2012.

OLMSTEAD, S. M. The Economics of Managing Scarce Water Resources. Review of **Environmental Economics and Policy**, 4(2), 179–198, 2010. <https://doi:10.1093/reep/req004>

ONU. **The road to dignity by 2030: ending poverty, transforming all lives and protecting the planet.**, 2014.

<http://www.un.org/disabilities/documents/reports/SGSynthesisReportRoodtoDignityby2030.pdf>

OREN, A. Cyanobacteria: biology, ecology and evolution. In: SHARMA, N. K.; RAI, A. K.; STAL, L. J. Cyanobacteria: an economic perspective. **Library of Congress Cataloging-in-Publication**, 2014.

PADEDDA, B. M., SECHI, N., LAI, G. G., MARIANI, M. A., PULINA, S., SARRIA, M., ... LUGLIÈ, A. Consequences of eutrophication in the management of water resources in Mediterranean reservoirs: A case study of Lake Cedrino (Sardinia, Italy). **Global Ecology and Conservation**, 12, 21–35, 2017. <https://doi:10.1016/j.gecco.2017.08.004>

PAIVA, F. C. R. DE, PEREIRA, D. A., E GIANI, A. Comparação de métodos de detecção de cianotoxinas. **Anais XIV Congresso Brasileiro de Ficologia**, 2012.

PANJA, P., MONDAL, S. K.; JANA, D. K. Effects of toxicants on Phytoplankton-Zooplankton-Fish dynamics and harvesting. **Chaos, Solitons & Fractals**, 104, 389–399, 2017. <https://doi:10.1016/j.chaos.2017.08.036>

PANTELIĆ, D., SVIRČEV, Z., SIMEUNOVIĆ, J., VIDOVIĆ, M., & TRAJKOVIĆ, I. Cyanotoxins: Characteristics, production and degradation routes in drinking water treatment with reference to the situation in Serbia. **Chemosphere**, 91(4), 421–441, 2013. <https://doi:10.1016/j.chemosphere.2013.01.003>

PARANHOS, JDN., ALMEIDA, VLS., SILVA FILHO, JP., PARANAGUÁ, MN., MELO JÚNIOR, M.; NEUMANN-LEITÃO, S. The zooplankton biodiversity of some freshwater environments in Parnaíba basin (Piauí, Northeastern Brazil). **Braz. J. Biol.**, São Carlos, v. 73, n. 1, p. 125-134, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842013000100014>.

PEARSON, L. *et al.*. On the Chemistry, Toxicology and Genetics of the Cyanobacterial Toxins, Microcystin, Nodularin, Saxitoxin and Cylindrospermopsin. **Mar. Drugs**, 8, p.1650-1680, 2010.

PEDROSA, V.A. **Soluções de conflitos pelo uso da água**. Serra – ES: AcelorMittal Tubarão, 1ª edição, 2017.

PEREIRA NAVARRO LINS, J. A., GABERZ KIRSCHNIK, P., DA SILVA QUEIROZ, V., & MARIS CIRIO, S. Uso de peixes como biomarcadores para monitoramento ambiental aquático. **Revista Acadêmica: Ciência Animal.**, 2017. <https://doi.org/10.7213/cienciaanimal.v8i4.11018>

PEREIRA, A. C., TORGAN, L. C., BURLIGA, A. L., KOCIOLEK, J. P., WETZEL, C. E., ECTOR, L., & MELO, S. *Pinnularia caprichosa* sp. nov.: A diatom from a black water Brazilian amazon system. **Phytotaxa**, 2015. <https://doi.org/10.11646/phytotaxa.239.3.9>

PETER, K. H., & U. SOMMER, Phytoplankton Cell Size: Intra- and Interspecific Effects of Warming and Grazing. **Plos One** 7: 1–9. 2012.

PIAUI. Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos - SEMAR. **Plano Estadual de Recursos Hídricos do Piauí** - Relatório Síntese. Terezina, 2010.

PICCIN-SANTOS, V.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C. Toxic cyanobacteria in four Brazilian water supply reservoirs. **Journal of Environmental Protection**, 2012, 3, 68-73., 2012. <http://dx.doi.org/10.4236/jep.2012.31009>

PIELOU, E.C. **Mathematical ecology**. New York, Wiley, 1977.

PINEDA-MENDOZA, R. M., OLVERA-RAMÍREZ, R., & MARTÍNEZ-JERÓNIMO, F.. Microcistinas producidas por cianobacterias filamentosas en lagos urbanos. Un estudio de caso en la Ciudad de México. **Hidrobiológica**, 2012.

PIRATOBA, ALBA ROCIO AGUILAR *et al.* Caracterização de parâmetros de qualidade da água na área portuária de Barcarena, PA, Brasil. *Rev. Ambient. Água*, Taubaté, v. 12, n. 3, p. 435-456, 2017. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1910>

PMT. Prefeitura Municipal de Teresina. **Plano Municipal de Saneamento Básico de Teresina-PI**, 2015. <http://semplan.35.193.186.134.xip.io/wp-content/uploads/sites/39/2018/04/PRODUTO-FINAL-PMSB-28.03-.pdf>

PRAKASA RAO, E. V. S.; PUTTANNA, K.; SOORYANARAYANA, K. R.; BISWAS, A. K.; ARUNKUMAR, J. S. Assessment of Nitrate Threat to Water Quality in India. **The Indian Nitrogen Assessment**, p. 323–333, 2017. <https://dx.doi.org/10.1016/b978-0-12-811836-8.00021-5>

PRIANTI, M., MESQUITA, K., PESSOA, G., SANCHES, M., BARBOSA, M., BATISTA, G., ... SILVA, G. Análise microbiológica da água do rio Poti no perímetro urbano do município de Teresina, Piauí. **Pubvet**, 2016. <https://doi.org/10.22256/pubvet.v10n6.470-476>

RAMOS, C. P. DA S., PINHEIRO, I. O., SILVA, E. M. DA, & LEANDRO, K. C. Estudo da presença da toxina microcistina na água de reservatório de Mundaú (Garanhuns-PE) pelas metodologias ELISA e CLAE. **Revista Do Instituto Adolfo Lutz**, 2015. <https://doi.org/10.18241/0073-98552014731602>

RAVEN, P.H., EVERT, R.F. & EICHHORN, S.E. **Biologia Vegetal**, 7a. ed. Coord. Trad. J.E.Kraus. Editora Guanabara Koogan, Rio de Janeiro, 2007.

RIGOSI, A. CAREY, C.C., IBELINGS, B.W. e BROOKES, J. D. The interactions between climate warming and eutrophication to promote cyanobacteria is dependent on trophic state and varies among taxa. **Limnology and Oceanography** 59 (1): 99-114, 2014.

ROCHA, J.R. **Impactos das atividades antrópicas na qualidade das águas do rio Parnaíba no meio urbano das cidades de Teresina-PI e Timon-MA**. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Universidade Federal do Piauí, Teresina, 2013.

RODRIGUES, C.A.O. **O desafio de garantir o acesso à água para todos e as estratégias para diminuir conflitos de usos dos recursos hídricos: Um estudo de caso da bacia hidrográfica do rio Parnaíba**. Trabalho de Conclusão de Curso Lato Sensu em Análise e Des. Sustentável. UNICEUB, 2013.

RODRIGUES, E. H. C., BARRETO, L. N., CORREIA, M. M. F., & SILVA, M. R. C. Variação temporal do fitoplâncton em um rio tropical pré-amazônico (rio Pindaré, Maranhão, Brasil). **Ciência e Natura**, 2015. <https://doi.org/10.5902/2179460x14855>

ROSENZWEIG, CYNTHIA, SOLECKI, WILLIAM. Percursos de areia e adaptação ao furacão em Nova York: lições de uma cidade que atende primeiro. **Ambiente global. Mudança** 28, 395-408, 2014.

ROUND, F.E. The taxonomy of the Chlorophyta, 2. **British Phycological Journal** 6:235-264, 1971.

SANT'ANNA, C. L. & AZEVEDO, M. T. P. Contribution to the knowledge of potentially toxic Cyanobacteria from Brazil. **Nova Hedwigia**, v.71, p.359-385, 2000.

SANT'ANNA, C.L., AZEVEDO, M.T.P., AGUJARO, L.F., CARVALHO, M.C., CARVALHO, L.R. & SOUZA, R.C.R. **Manual ilustrado para identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras**. Interciência/ Sociedade Brasileira de Ficologia – SBFic, São Paulo, 58p, 2006.

SANTANA, L. M., MORAES, M. E. B., SILVA, D. M. L., & FERRAGUT, C. Spatial and temporal variation of phytoplankton in a tropical eutrophic river. **Brazilian Journal of Biology**, 2016. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.18914>

SEMPPLAN - SECRETARIA MUNICIPAL DE PLANEJAMENTO E COORDENAÇÃO. **Teresina que temos**. 2002. Disponível em: <http://semplan.35.193.186.134.xip.io/wp-content/uploads/sites/39/2015/05/TERESINA-QUE-TEMOS.pdf>.

SEPULVEDA-JAUREGUI, A., HOYOS-SANTILLAN, J., MARTINEZ-CRUZ, K., WALTER ANTHONY, K. M., CASPER, P., BELMONTE-IZQUIERDO, Y., & THALASSO, F. Eutrophication exacerbates the impact of climate warming on lake methane emission. **Science of The Total Environment**, 636, 411–419, 2018. <https://doi:10.1016/j.scitotenv.2018.04.283>

SHANNON, C.E. A mathematical theory of communication. **Bulletin of System Tecnology Journal** 27: 379-423, 1948.

SILVEIRA, CARLOS AUGUSTO DA *et al.* Análise microbiológica da água do Rio Bacacheri, em Curitiba (PR). **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 23, n. 5, p. 933-938, 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522018163474>

SIMONSEN, R. The diatom system: Ideas on Phylogeny. **Bacillaria**, 2:9-71, 1979.

SIQUEIRA, G. W., APRILE, F., & MIGUÉIS, A. M. Diagnóstico da qualidade da água do rio Parauapebas (Pará - Brasil). *Acta Amazonica*, 2012. <https://doi.org/10.1590/s0044-59672012000300014>

SOARES, Rafael Diego Barbosa; DA CRUZ, Ronne Wesley Lopes; DA SILVA, Carlos Ernando. A influência da precipitação na variabilidade da qualidade da água do rio Parnaíba/The influence of precipitation on the water quality variability of the Parnaíba River. *Brazilian Journal of Development*, v. 5, n. 9, p. 16645-16674, 2019.

SOMMER, U., K. H. PETER, S. GENITSARIS, & M. MOUSTAKA-GOUNI, Do marine phytoplankton follow Bergmann's rule sensu lato?. *Biological Reviews*. 2016.

SRINIVASAN, VEENA, KONAR, MEGAN, SIVAPALAN, MURUGESU. Uma estrutura dinâmica para segurança da água. *Water Security* 1, 12–20, 2017. <http://www.sciencedirect.com/science/artigo/pii/S2468312416300220>

STAVENHAGEN, M., BUURMAN, J., & TORTAJADA, C. Saving water in cities: Assessing policies for residential water demand management in four cities in Europe. *Cities*, 79, 187–195, 2018. <https://doi:10.1016/j.cities.2018.03.008>

STERK, A.; MAN, H.; SCHIJVEN, J. F.; NIJS, T.; HUSMAN, A. M. de R. Climate change impact on infection risks during bathing downstream of sewage emissions from CSOs or WWTPs. *Water Research*, [S. l.], v. 105, p. 11–21, 15 nov. 2016.

SURIYAMPOLA, P. S., CACÉRES, J., & MARTINS, E. P. Effects of short-term turbidity on sensory preference and behaviour of adult fish. *Animal Behaviour*, 146, 105–111, 2018. <https://doi:10.1016/j.anbehav.2018.10.014>.

TATENDA DALU, RYAN J. WASSERMAN, Cyanobacteria dynamics in a small tropical reservoir: Understanding spatio-temporal variability and influence of environmental variables, *Science of The Total Environment*, Volume 643, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.256>.

THOMPSON, P.A.; O'BRIEN, T.D.; PAERL, H.W.; PEIERLS, B.L.; HARRISON, P. J.; ROBB, M. Precipitation as a driver of phytoplankton ecology: a climatic perspective. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Washington, v. 162, p. 119-129, 2015.

TSABOULA, A., PAPADAKIS, E.-N., VRYZAS, Z., KOTOPOULOU, A., KINTZIKOGLU, K., & PAPADOPOULOU-MOURKIDOU, E. Assessment and management of pesticide pollution at a river basin level part I: Aquatic ecotoxicological quality indices. *Science of The Total Environment*, 2018. <https://doi:10.1016/j.scitotenv.2018.08.240>

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. As múltiplas dimensões da crise hídrica. *Revista USP*. 2016. <https://doi.org/10.11606/issn.2316-9036.v0i106p21-30>

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA TUNDISI, T. *Limnologia*. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

UNESCO. **World Water Development Report: Water for a sustainable world (WWDR 2015)**. Paris, 2015. <http://unesdoc.unesco.org/images/0023/002318/231823E.pdf>

VALENTIN, J.L.; MACEDO-SAIDAH, F.E; TENENBAUM, D.R; SEIVA, N.L.A. Diversidade específica para análise das sucessões fitoplanctônicas. Aplicações ao ecossistema de ressurgência de Cabo Frio (RJ). *Nerítica. Portal do Sul*; v.6, n.1/2, p. 7-26, 1991.

- VAN DER MERWE, D. (2014). Freshwater cyanotoxins. **Biomarkers in Toxicology**, 539–548, 2014. <http://doi:10.1016/b978-0-12-404630-6.00031-2>
- VIEGAS, V.L.R. **Fitoplâncton das Albufeiras do Divor, Monte Novo e Pêgo do Altar: contribuição para o estudo da qualidade da água**. Mestrado em Biologia Humana e Ambiente. Universidade de Lisboa, 2010.
- VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto**. 4. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2017
- WETZEL, R.G.; LIKENS, G.E. **Limnological analyses**. Springer-Verlag, New York, 1991.
- WHITTON, B. A.; POTTS, M. Introduction to the Cyanobacteria. In: WHITTON B. A. (ed.), **Ecology of Cyanobacteria II: Their Diversity in Space and Time**. Springer Science Business Media B.V., 2012.
- WINTER, J. M., LOPEZ, J. R., RUANE, A. C., YOUNG, C. A., SCANLON, B. R., & ROSENZWEIG, C. Representing water scarcity in future agricultural assessments. **Anthropocene**, 18, 15–26, 2017. <https://doi:10.1016/j.ancene.2017.05.002>
- WOOD, R. Acute animal and human poisonings from cyanotoxin exposure — A review of the literature. **Environment International**, 91, 276–282, 2016. <https://doi:10.1016/j.envint.2016.02.026>
- WOODHOUSE, J. N.; RAPADAS, M.; NEILAN, B. A. Cyanotoxins. In: SHARMA, N. K.; RAI, A. K.; STAL, L. J. **Cyanobacteria: an economic perspective**, 2014.
- WORD BANK. **Guia da Adaptação à mudança climática nas cidades**. Word Bank. 2011.
- YOUNG, G. *et al.* “Hydrological Challenges and Water Security: an Overview”, in **Hydrological Sciences and Water Security: Past, Present and Future. Proceedings of the 22th FOUACS Collegium**. Paris, June, 2014, IHHS Publ., 2015.
- YUAN, F., WEI, Y. D., GAO, J., & CHEN, W. Water Crisis, Environmental Regulations and Location Dynamics of Pollution-Intensive Industries in China: A Study of the Taihu Lake Watershed. **Journal of Cleaner Production**, 2019. <https://doi:10.1016/j.jclepro.2019.01.177>
- ZAKARIA A. MOHAMED, Macrophytes-cyanobacteria allelopathic interactions and their implications for water resources management—A review, **Limnologica**, Volume 63, 2017, Pages 122-132, ISSN 0075-9511, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2017.02.006>.
- ZENI, M. P.; MARAN, M. H. S.; SILVA, G. P. R.; CARLI, E. M.; PALEZI, S. C. P. Influência dos microrganismos psicrotróficos sobre a qualidade do leite refrigerado para produção de uht. **Unoesc & Ciência - ACET**, v. 4, n. 1, p. 61-70, 2013.

APÊNDICES

APÊNDICE A – Roteiro da entrevista realizada com gestores da área de saneamento em municípios que utilizam a água do rio Parnaíba como manancial

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PIAUÍ

Pró-Reitoria de Ensino de Pós-Graduação

Núcleo de Referências em Ciências Ambientais do Trópico Ecotonal do Nordeste (TROPEN)

Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente (PRODEMA)

Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente (DDMA)

Pesquisador(es): Carlos Ernando da Silva; Rafael Diego Barbosa Soares

Data _____

Nome: _____

Órgão: _____ **Cargo:** _____

FATORES QUE INFLUENCIAM NA QUALIDADE E DISPONIBILIDADE DA ÁGUA UTILIZADA PARA O ABASTECIMENTO

1. Fale um pouco sobre usos múltiplos da água do rio Parnaíba (serve pra quê e pra quem?)
2. O senhor considera que a água do rio Parnaíba é de qualidade? Porquê?
3. O senhor sabe me informar quais os fatores que afetam a qualidade da água do rio Parnaíba.
4. O senhor acha que o rio Parnaíba pode vir a secar ou desaparecer um dia? Porquê?

AÇÕES DA GESTÃO PARA GARANTIR A SEGURANÇA HÍDRICA

5. Para o Sr(a) o que é a segurança hídrica?
6. Como é realizado o planejamento para o desenvolvimento de ações para a segurança hídrica do rio Parnaíba?
7. Você acha que a segurança hídrica atual é adequada? Porque?



Universidade Federal do Piauí – UFPI

**Núcleo de Referência em Ciências Ambientais do Trópico Ecotonal do Nordeste –
TROPEN**

**Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente – PRODEMA
Curso de Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente – DDMA**

Campus Ministro Petrônio Portela, bairro Ininga, Teresina, CEP: 64049-550 (86) 3215-5535.

APÊNDICE B – Termo de Consentimento Livre e Esclarecido (TCLE)

Pesquisador responsável: Carlos Ernando da Silva

Pesquisadores participantes: Rafael Diego Barbosa Soares

Telefones e e-mail para contato: (86) 3237-1991; (86) 98101 3778; E-mail: carlosernando@ufpi.edu.br; rafaeldiegobarbosa@hotmail.com.

Você está sendo convidado para participar como **voluntário (a)** da pesquisa **PERCEPÇÃO DA SEGURANÇA HÍDRICA DO RIO PARNAÍBA PARA ABASTECIMENTO PÚBLICO** que está sob a responsabilidade do pesquisador Dr. Carlos Ernando da Silva, telefone (86) 3237-1991, e-mail: carlosernando@ufpi.edu.br.

O objetivo deste estudo é analisar a segurança hídrica do rio Parnaíba para abastecimento público sob a óptica da percepção dos gestores responsáveis. Sua participação se dará por meio de entrevista que será gravada em áudio e consistirá, basicamente, em saber suas opiniões sobre aspectos relacionados à segurança hídrica do manancial. Para participar você não terá nenhum custo, nem receberá qualquer vantagem financeira.

Entre os benefícios dessa pesquisa está a oportunidade de contribuir com ações de educação ambiental e políticas públicas para a região. Caso se sinta constrangido (a), você tem total liberdade de se recusar a responder às questões e retirar-se do estudo a qualquer momento, sem perder os benefícios gerados pela pesquisa.

As informações fornecidas por você terão sua privacidade garantida pelos responsáveis. Você não será identificado (a) em nenhum momento, mesmo quando os

resultados desta pesquisa forem divulgados em qualquer forma. Em caso de dúvida você poderá procurar os pesquisadores responsáveis nos e-mails e telefones citados anteriormente.

Caso concorde em participar, assine, por favor, o seu nome abaixo, indicando que leu e compreendeu a natureza do estudo e que todas as suas dúvidas foram esclarecidas. Uma cópia deste termo lhe será entregue.

Teresina, PI, ____/____/____

Assinatura do Participante ou impressão dactiloscópica

Assinatura do responsável pelo projeto

Se você tiver alguma consideração ou dúvida sobre a ética da pesquisa, entre em contato: Comitê de Ética em Pesquisa – UFPI – Campus Universitário Ministro Petrônio Portela – Pró-Reitoria de Pesquisa – Bairro: Ininga, Teresina – PI, CEP: 64.049-550. Tel: (86) 3215-5560/3237-2332 – Fax: (86) 3237- 2332 – email: cep.ufpi@ufpi.edu.br, web: www.ufpi.br/cep.

APÊNDICE C – Fotografias do fitoplâncton dos rios Poti e Parnaíba.

Figura 1. 1. *Chlamidomonas* sp.; 2. *Closterium* sp.; 3. *Crucigenia* sp1.; 4. *Closterium* sp1; 5. *Closterium* sp2; 6. *Hyalotheca* sp.; 7. *Coelastrum* sp.; 8. *Dictyosphaerium* sp.; 9. *Pediastrum* sp.; 10. *Dictyosphaerium* sp1; 11. *Crucigenia* sp.; 12. *Golenkinia* sp.; 13. *Kirchneriella* sp.; 14. *Oocystis* sp; 15. *Pediastrum* sp1; 16. *Pediastrum* sp2; 17. *Pediastrum* sp3; 18. *Pediastrum* sp4.

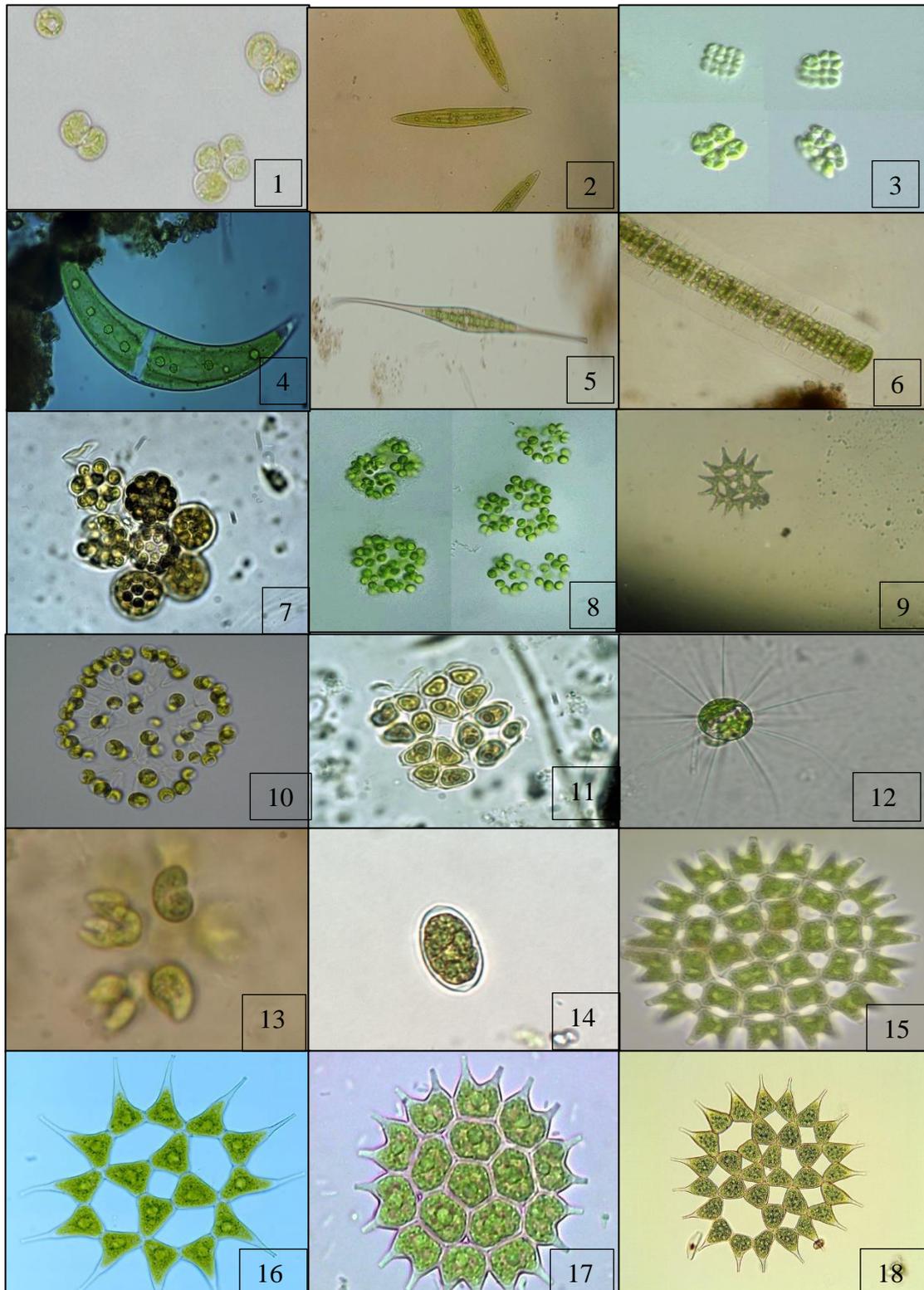


Figura 2. 19. *Scenedesmus* sp.; 20. *Scenedesmus* sp1.; 21. *Scenedesmus* sp2.; 22. *Scenedesmus* sp3;
 23. *Selenastrum* sp.; 24. *Sorastrum* sp.; 25. *Staurastrum* sp.; 26. *Staurastrum* sp1.; 27. *Tetraedron*
 sp.; 28. *Treubaria* sp.; 29. *Anabaena* sp.; 30. *Anabaena* sp1.; 31. *Anabaena* sp2.; 32. *Anabaena* sp3;
 33. *Chroococcus* sp.;

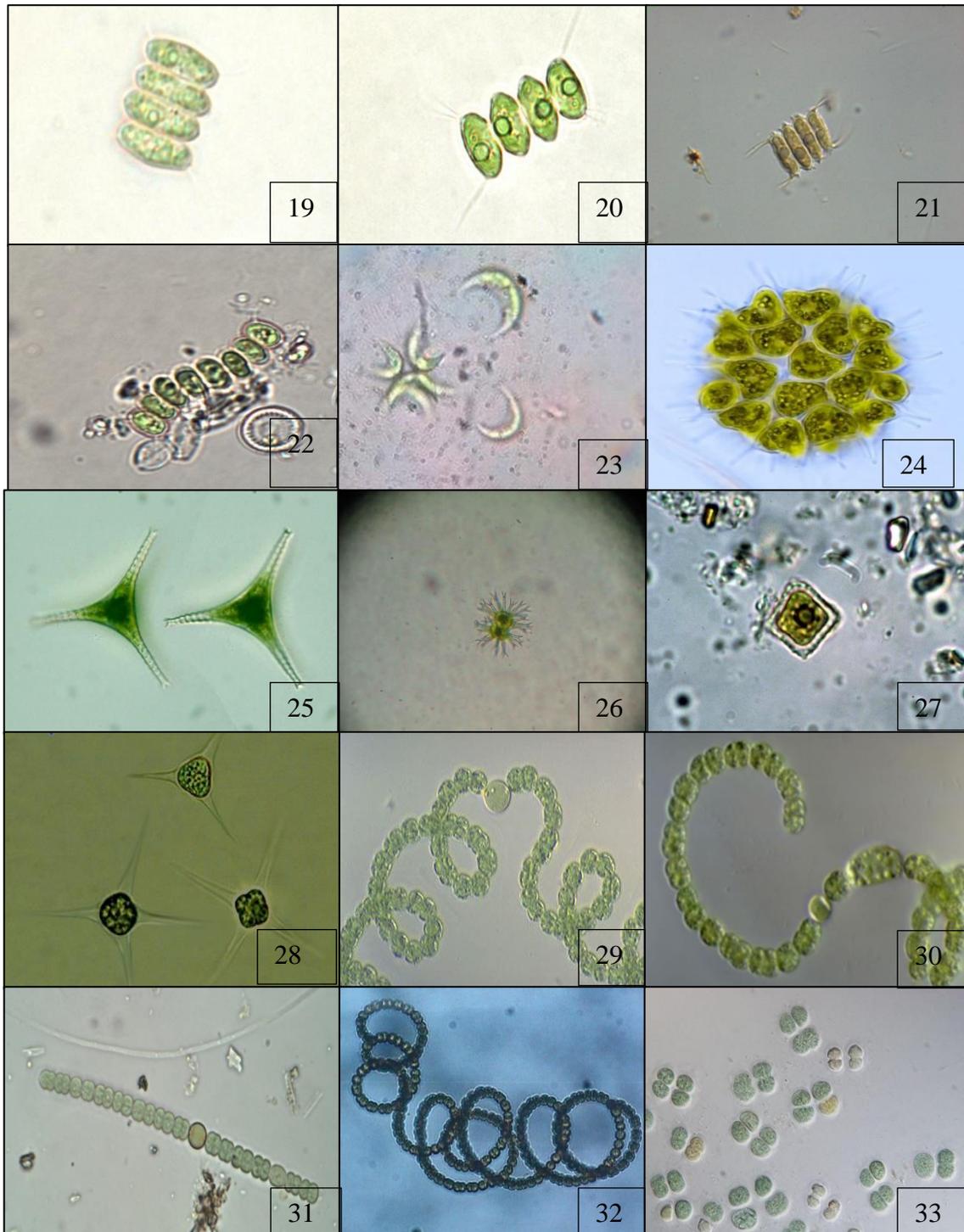


Figura 3. 34. *Chroococcus* sp1.; 35. *Chroococcus* sp2.; 36. *Cylindrospermopsis* sp.; 37. *Cylindrospermopsis* sp1; 38. *Gleocapsa* sp.; 39. *Gleocapsa* sp1.; 40. *Lyngbia* sp.; 41. *Lyngbia* sp1.; 42. *Lyngbia* sp2.; 43. *Lyngbia* sp3.; 44. *Merismopedia* sp.; 45. *Microcystis* sp.; 46. *Nostoc* sp.; 47. *Planktotrix* sp.; 48. *Spirulina* sp.;

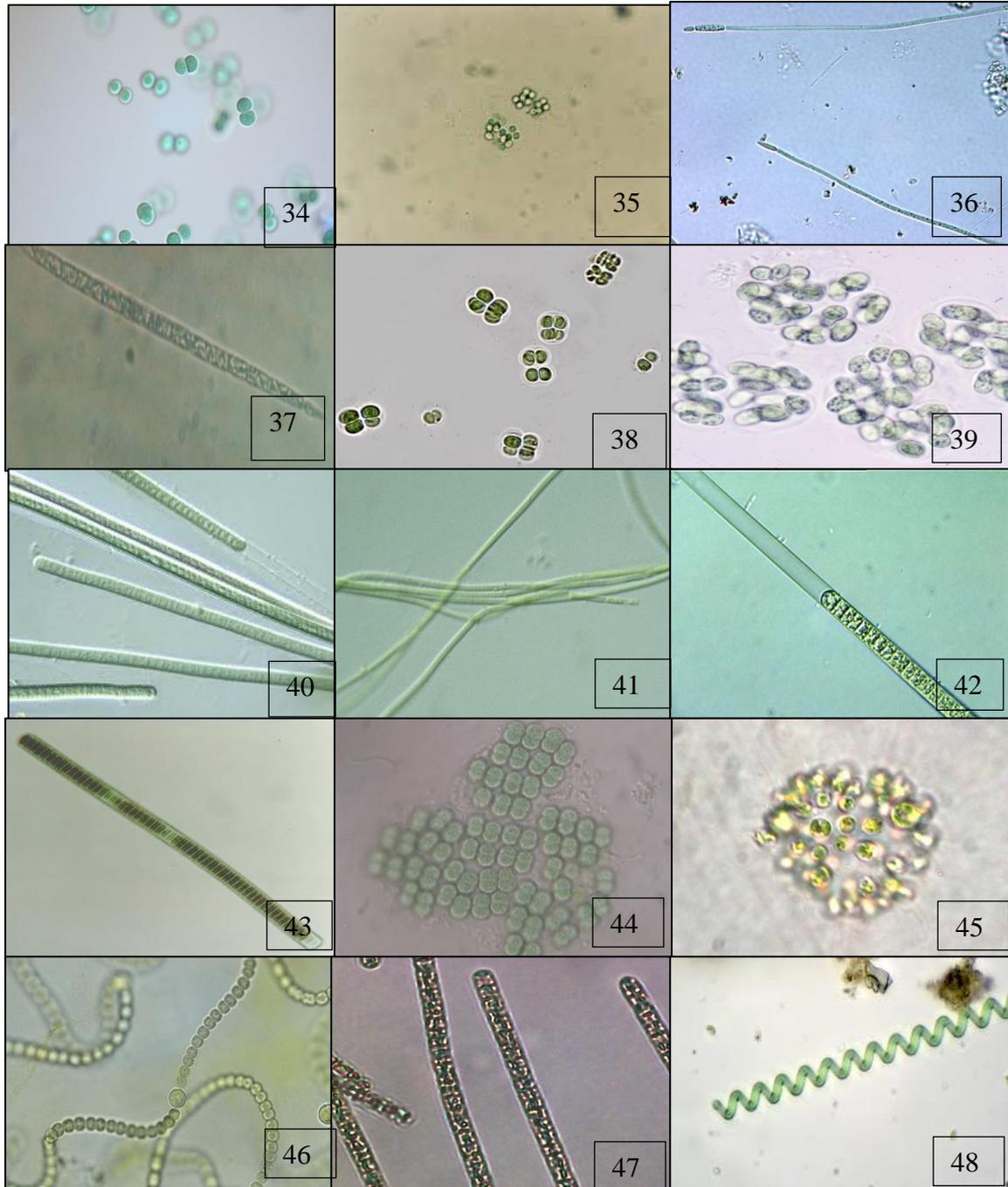


Figura 4. 49. *Oscillatoria* sp.; 50. *Oscillatoria* sp1.; 51. *Oscillatoria* sp2.; 52. *Acanthos* sp.; 53. *Acanthos* sp1.; 54. *Aulacoseira* sp.; 55. *Cyclotella* sp.; 56. *Eunotia* sp.; 57. *Cyclotella* sp1.; 58. *Cymbella* sp; 59. *Cymbella* sp1.; 60. *Eunotia* sp1.; 61. *Flagilaria* sp.; 62. *Gomphonema* sp; 63. *Gyrosigma* sp.; 64. *Gyrosigma* sp1.; 65. *Navicula* sp.; 66. *Navicula* sp1.

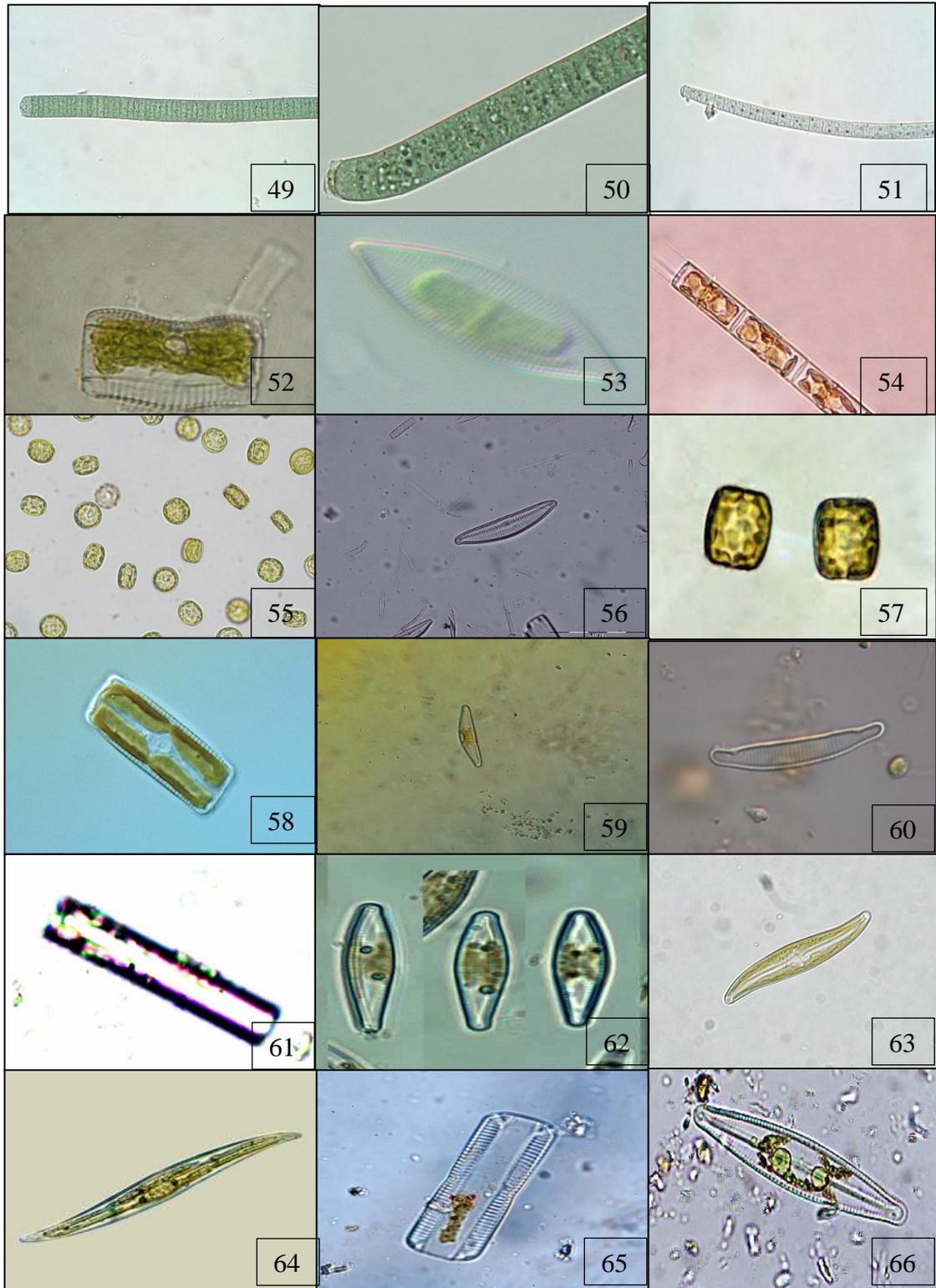


Figura 5. 67. *Navicula* sp3.; 68. *Nitzschia* sp.; 69. *Nitzschia* sp1.; 70. *Nitzschia* sp2.; 71. *Nitzschia* sp3.; 72. *Pinnularia* sp1.; 73. *Navicula* sp2.; 74. *Pinnularia* sp2.; 75. *Pinnularia* sp3.; 76. *Pinnularia* sp; 77. *Placoneis* sp.; 78. *Surirella* sp1.; 79. *Surirella* sp.; 80. *Synedra* sp.; 81. *Euglena* sp.; 82. *Euglena* sp1; 83. *Euglena* sp2.; 84. *Phacus* sp.

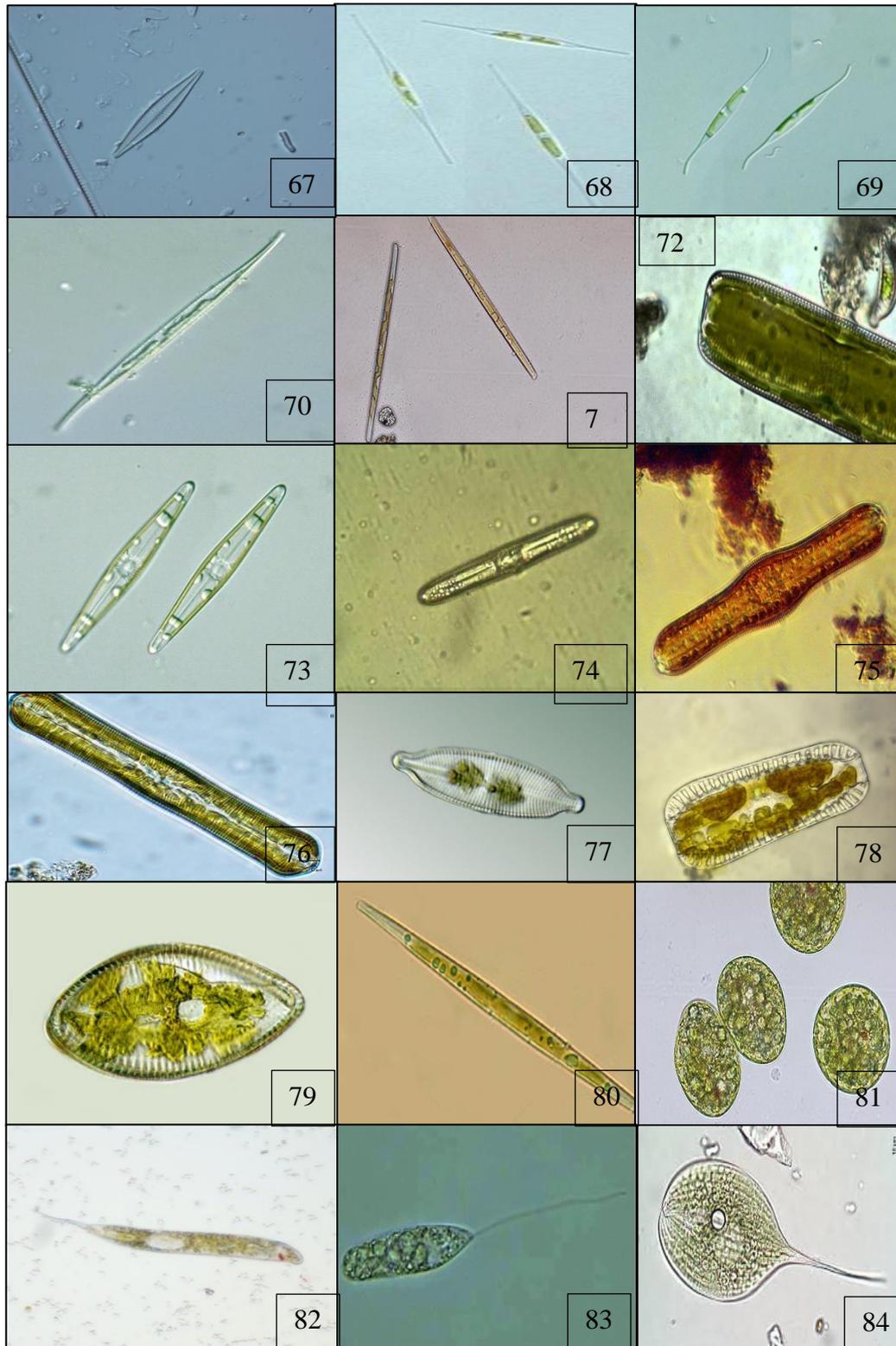
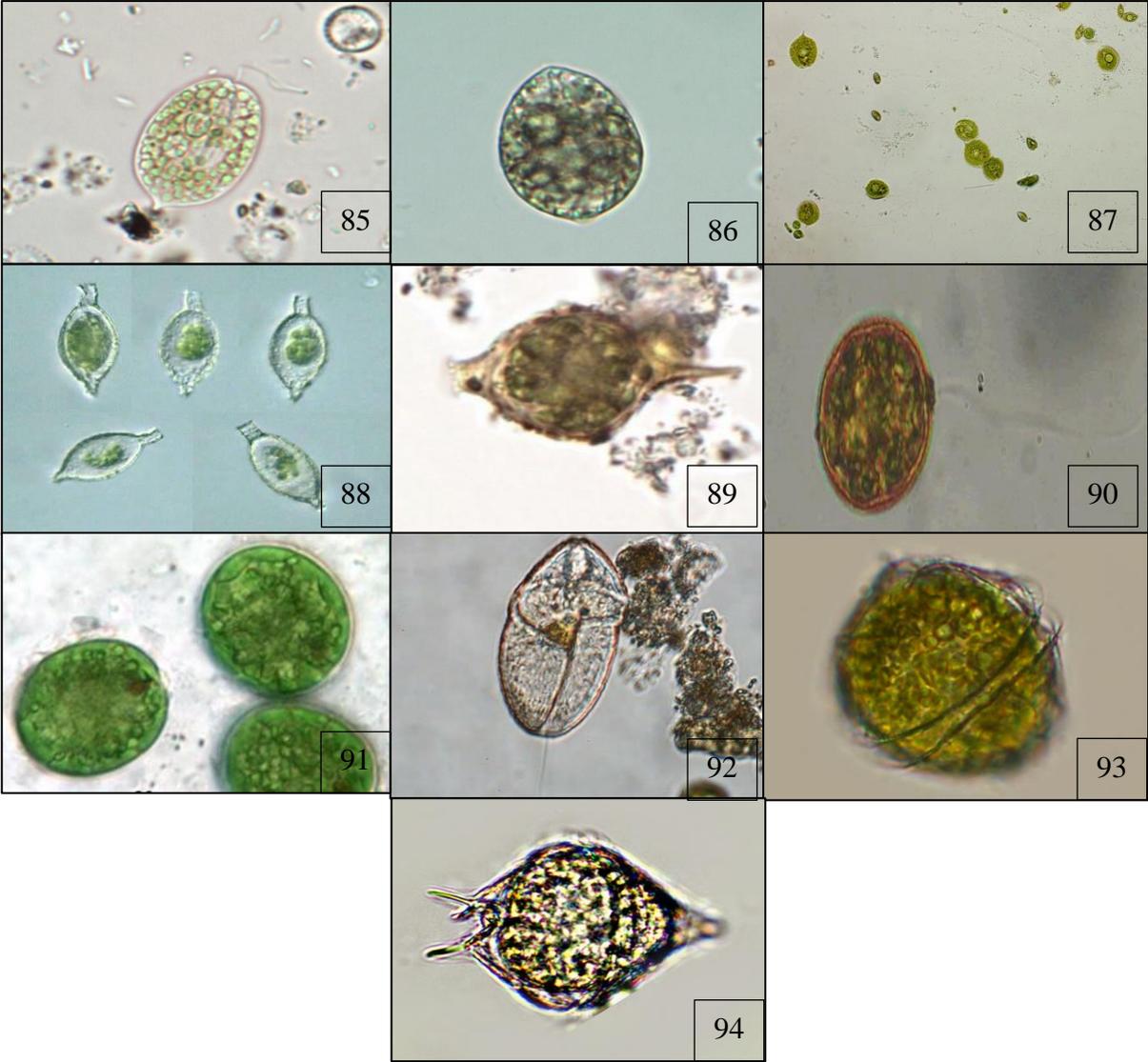
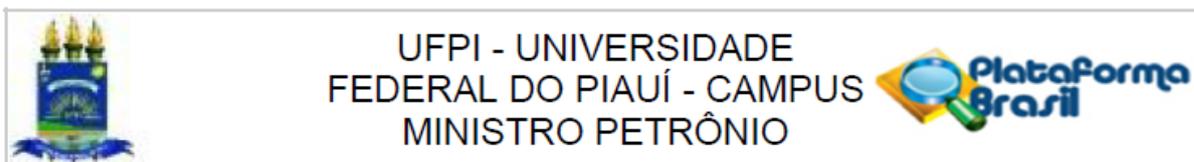


Figura 6. 85. *Phacus* sp1; 86. *Phacus* sp2.; 87. *Phacus* sp3.; 88. *Strombomona* sp.; 89. *Strombomona* sp1; 90. *Trachellomona* sp.; 91. *Trachellomona* sp1.; 92. *Gymnodinium* sp.; 93. *Peridinium* sp.; 94. *Protoperidium* sp.



ANEXO

ANEXO A


PARECER CONSUBSTANCIADO DO CEP
DADOS DO PROJETO DE PESQUISA

Título da Pesquisa: PERCEPÇÃO DA SEGURANÇA HÍDRICA DO RIO PARNAÍBA PARA ABASTECIMENTO PÚBLICO.

Pesquisador: Carlos Ernando da Silva

Área Temática:

Versão: 3

CAAE: 03633618.1.0000.5214

Instituição Proponente: Universidade Federal do Piauí - UFPI

Patrocinador Principal: Financiamento Próprio

DADOS DO PARECER

Número do Parecer: 3.221.537

Apresentação do Projeto:

As informações elencadas nos campos "Apresentação do Projeto", "Objetivo da Pesquisa" e "Avaliação dos Riscos e Benefícios" foram retiradas dos arquivos Informações Básicas da Pesquisa (PB_INFORMAÇÕES_BÁSICAS_DO_PROJETO_1266473.pdf, 04/03/2019), Projeto Detalhado (3_projeto_de_pesquisa.pdf, 04/03/2019), Termo de Consentimento Livre e Esclarecido (Termo_de_Consentimento_Livre_e_Esclarecido.pdf, 04/12/2018)

RESUMO:

Atualmente a qualidade da água em áreas urbanas vem sendo prejudicada, constituindo um desafio manter seus padrões de qualidade. Dentro do cenário de degradação de mananciais urbanos, as atividades humanas são as principais responsáveis pelo processo de eutrofização, provocando uma resposta da comunidade fitoplanctônica, principalmente com o aumento de cianobactérias, que formam florações e produzem toxinas, podendo ter ações neurotóxicas e hepatotóxicas. Neste trabalho foi avaliada a situação de degradação aquática, tendo como objetivo estudar a dinâmica do fitoplâncton no manancial e seu principal afluente, em que foram realizados estudos de campo das variáveis físico-químicas e bacteriológicas, das principais espécies de cianobactérias e os níveis de cianotoxinas do tipo microcistina e sua relação entre a percepção ambiental dos de cianobactérias. A presente pesquisa mostrou que os organismos fitoplanctônicos, variam de acordo com a sazonalidade e que o lançamento de efluentes sem

Endereço: Campus Universitário Ministro Petrônio Portella.
Bairro: Ininga **CEP:** 64.049-550
UF: PI **Município:** TERESINA
Telefone: (86)3237-2332 **Fax:** (86)3237-2332 **E-mail:** cep.ufpi@ufpi.edu.br



UFPI - UNIVERSIDADE
FEDERAL DO PIAUÍ - CAMPUS
MINISTRO PETRÔNIO



Continuação do Parecer: 3.221.537

tratamento, é uma das causas da proliferação excessiva de cianobactérias, que prejudicam a segurança hídrica do manancial. O conhecimento da realidade das condições de saneamento da cidade possibilitará aos gestores públicos promover a segurança no fornecimento de água para a população.

HIPÓTESE

Esta pesquisa procura entender duas dimensões: 1) percepção de gestores em relação à segurança hídrica do manancial. 2) qualidade da água por meio do estudo das suas variáveis químicas, físicas e biológicas.

METODOLOGIA

A percepção dos gestores sobre a segurança hídrica será realizada por meio de entrevista semiestruturada com apoio de um roteiro previamente elaborado. A entrevista será realizada com os gestores nos municípios com mais de 10 mil habitantes e que utilizam o rio Parnaíba como manancial de abastecimento público: Parnaíba, Luzilândia, Miguel Alves e União localizados à jusante e Floriano e Guadalupe à montante dos municípios de Teresina-PI e Timon-MA. Para realização da entrevista serão utilizadas questões norteadoras, contendo os seguintes temas: (1) Fatores que influenciam na qualidade e disponibilidade da água utilizada para o abastecimento e (2) Ações da gestão para garantir a segurança hídrica. A seleção de sujeitos da pesquisa será feita de acordo com a capacidade de tomada de decisão técnica e de gestão, referente à segurança hídrica, saúde pública, empresas de saneamento e órgãos reguladores. Os sujeitos selecionados serão assim distribuídos: Diretor da ARSETE (Agência Municipal de Regulação de Serviços Públicos de Teresina), Secretário Municipal de Meio Ambiente de Timon-MA, Secretário de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável e Superintendente de Recursos Hídricos da Secretário Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMARH) do Estado do Piauí e o Diretor da Agência Reguladora dos Serviços Públicos Delegados do Estado do Piauí (AGRESPI). Os gestores serão entrevistados nos respectivos órgãos a que estão vinculados para conhecer o discurso coletivo, sendo para isso adotada a técnica do Discurso do Sujeito Coletivo (DSC) desenvolvida por Lefèvre e Lefèvre (2003). Na análise das entrevistas, os DSC serão construídos com trechos literais das respostas individuais e sistematizadas pelo pesquisador em consonância com a segurança hídrica, em cada um de seus componentes. A construção do DSC será feita pela organização e tabulação de falas, a partir do encontro de significações comuns de natureza verbal. As ideias centrais e/ou de ancoragens correspondentes às expressões chaves semelhantes serão selecionadas para a

Endereço: Campus Universitário Ministro Petrônio Portella.
Bairro: Ininga CEP: 64.049-550
UF: PI Município: TERESINA
Telefone: (86)3237-2332 Fax: (86)3237-2332 E-mail: cep.ufpi@ufpi.edu.br



UFPI - UNIVERSIDADE
FEDERAL DO PIAUÍ - CAMPUS
MINISTRO PETRÔNIO



Continuação do Parecer: 3.221.537

construção do discurso síntese que ficará expresso na primeira pessoa do singular. Serão utilizadas três fases de construção: a identificação das expressões chaves (ECH); a formulação da ideia central (IC) na sua respectiva ancoragem e o discurso síntese (Sujeito Coletivo). As respostas obtidas pela aplicação do questionário serão tabuladas e avaliação final dos resultados servirá de base para diagnóstico da percepção sobre a segurança hídrica do manancial.

Objetivo da Pesquisa:

Objetivo primário:

Analisar a segurança hídrica do rio Parnaíba para abastecimento público sob a óptica da percepção dos gestores responsáveis.

Objetivos secundários:

Avaliar a qualidade da água dos rios Poti e Parnaíba frente aos parâmetros físico-químicos e biológicos;

- Identificar os principais táxons que compõem a comunidade fitoplanctônica;
- Investigar a ocorrência de cianobactérias e cianotoxina do tipo microcistina;
- Avaliar a percepção dos gestores responsáveis sobre aspectos relacionados à segurança hídrica do manancial.

Avaliação dos Riscos e Benefícios:

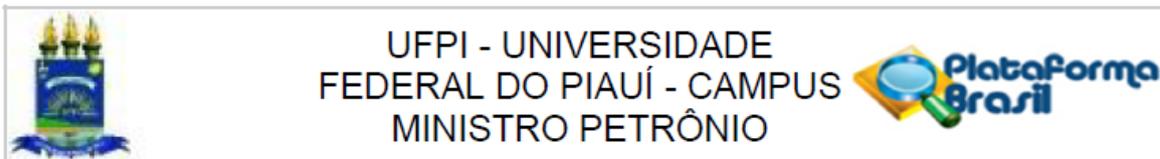
- Riscos:

A pesquisa não ocasiona riscos para os participantes por não comprometer a integridade física e moral dos mesmos. Contudo, caso seja percebido, durante a realização das entrevistas constrangimentos pelas questões apresentadas, a mesma será interrompida, a fim de evitar incômodos aos participantes.

- Benefícios:

Os benefícios gerados pelos conhecimentos construídos e por construir estão associados ao desejo de oferecer uma compreensão de forma a contribuir para aprimorar a eficiência e eficácia das políticas públicas de cunho produtivo que visam auxiliar na gestão dos recursos hídricos, visando chegar à segurança hídrica ideal para o manancial importante no território brasileiro.

Endereço: Campus Universitário Ministro Petrônio Portella.
Bairro: Ininga CEP: 64.049-550
UF: PI Município: TERESINA
Telefone: (86)3237-2332 Fax: (86)3237-2332 E-mail: cep.ufpi@ufpi.edu.br



Continuação do Parecer: 3.221.537

Comentários e Considerações sobre a Pesquisa:

Pesquisa relevante.

Considerações sobre os Termos de apresentação obrigatória:

Os termos de apresentação obrigatória foram apresentados.

Conclusões ou Pendências e Lista de Inadequações:

Parecer favorável. Solicita-se que seja enviado ao CEP/UFPI/CMPP o relatório parcial e o relatório final desta pesquisa. Os modelos encontram-se disponíveis no site: <http://ufpi.br/cep>

Considerações Finais a critério do CEP:

Este parecer foi elaborado baseado nos documentos abaixo relacionados:

Tipo Documento	Arquivo	Postagem	Autor	Situação
Informações Básicas do Projeto	PB_INFORMAÇÕES_BASICAS_DO_PROJETO_1266473.pdf	04/03/2019 13:33:12		Aceito
Outros	justificativa_recusa_anuencia.pdf	04/03/2019 13:32:27	RAFAEL DIEGO BARBOSA SOARES	Aceito
Outros	termo_semar.pdf	04/03/2019 13:29:29	RAFAEL DIEGO BARBOSA SOARES	Aceito
Outros	termo_timon.pdf	04/03/2019 13:28:52	RAFAEL DIEGO BARBOSA SOARES	Aceito
Outros	termo_guadalupe.pdf	04/03/2019 13:28:29	RAFAEL DIEGO BARBOSA SOARES	Aceito
Outros	termo_arset.pdf	04/03/2019 13:27:59	RAFAEL DIEGO BARBOSA SOARES	Aceito
Outros	termo_agrespi.pdf	04/03/2019 13:27:17	RAFAEL DIEGO BARBOSA SOARES	Aceito
Cronograma	Cronograma_atualizado.pdf	04/03/2019 13:22:09	RAFAEL DIEGO BARBOSA SOARES	Aceito
Projeto Detalhado / Brochura Investigador	3_projeto_de_pesquisa.pdf	04/03/2019 13:21:37	RAFAEL DIEGO BARBOSA SOARES	Aceito
TCLE / Termos de Assentimento / Justificativa de Ausência	Termo_de_Consentimento_Livre_e_Esclarecido.pdf	04/12/2018 17:01:55	RAFAEL DIEGO BARBOSA SOARES	Aceito
Outros	termo.pdf	28/11/2018 17:10:04	RAFAEL DIEGO BARBOSA SOARES	Aceito
Outros	Curriculo_Carlos_Ermando.pdf	28/11/2018	RAFAEL DIEGO	Aceito

Endereço: Campus Universitário Ministro Petrônio Portella.

Bairro: Ininga

CEP: 64.049-550

UF: PI

Município: TERESINA

Telefone: (86)3237-2332

Fax: (86)3237-2332

E-mail: cep.ufpi@ufpi.edu.br



UFPI - UNIVERSIDADE
FEDERAL DO PIAUÍ - CAMPUS
MINISTRO PETRÔNIO



Continuação do Parecer: 3.221.537

Outros	Curriculo_Carlos_Ernando.pdf	16:44:44	BARBOSA SOARES	Aceite
Outros	Curriculo_Rafael_Diego.pdf	28/11/2018 16:44:15	RAFAEL DIEGO BARBOSA SOARES	Aceite
Declaração de Pesquisadores	declaracao.pdf	28/11/2018 16:42:13	RAFAEL DIEGO BARBOSA SOARES	Aceite
Outros	8_instrumento_de_coleta_de_dados1.pdf	28/11/2018 16:38:32	Carlos Ernando da Silva	Aceite
Projeto Detalhado / Brochura Investigador	3_projeto_de_pesquisaa.pdf	28/11/2018 16:37:57	Carlos Ernando da Silva	Aceite
Outros	1_carta_de_encaminhamento1.pdf	28/11/2018 16:37:11	Carlos Ernando da Silva	Aceite
Outros	7_termo_de_confidencialidade1.pdf	28/11/2018 16:36:43	Carlos Ernando da Silva	Aceite
TCLE / Termos de Assentimento / Justificativa de Ausência	4_TCLE_CEP.pdf	28/11/2018 16:35:40	Carlos Ernando da Silva	Aceite
Orçamento	6_orcamento.pdf	28/11/2018 16:35:15	Carlos Ernando da Silva	Aceite
Cronograma	CRONOGRAMA.pdf	28/11/2018 16:34:42	Carlos Ernando da Silva	Aceite
Folha de Rosto	folha_de_rosto_assinada.pdf	28/11/2018 16:33:59	Carlos Ernando da Silva	Aceite

Situação do Parecer:

Aprovado

Necessita Apreciação da CONEP:

Não

TERESINA, 25 de Março de 2019

Assinado por:

**Maria do Socorro Ferreira dos Santos
(Coordenador(a))**

Endereço: Campus Universitário Ministro Petrônio Portella.

Bairro: Ininga CEP: 64.049-550

UF: PI Município: TERESINA

Telefone: (86)3237-2332 Fax: (86)3237-2332 E-mail: cep.ufpi@ufpi.edu.br