



INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DO CEARÁ
IFCE *CAMPUS* FORTALEZA
PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA E GESTÃO AMBIENTAL

ISMAEL FURTADO PEREIRA LIMA

**DIAGNÓSTICO DA QUALIDADE DA ÁGUA E DO ESTADO TRÓFICO DA
BARRAGEM DO RIO MARANGUAPINHO, MARANGUAPE-CE.**

FORTALEZA

2020

ISMAEL FURTADO PEREIRA LIMA

DIAGNÓSTICO DA QUALIDADE DA ÁGUA E DO ESTADO TRÓFICO DA
BARRAGEM DO RIO MARANGUAPINHO, MARANGUAPE-CE.

Dissertação apresentada ao curso de Pós-graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) - *Campus* Fortaleza, como requisito parcial para obtenção do Título de Mestre em Tecnologia e Gestão Ambiental. Área de concentração: Gestão e Saneamento Ambiental. Linha de pesquisa: Monitoramento e Controle da Qualidade Ambiental.

Orientadora: Profa. Dra. Adriana Guimarães Costa Saboia.

FORTALEZA

2020

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Instituto Federal do Ceará - IFCE
Sistema de Bibliotecas - SIBI
Ficha catalográfica elaborada pelo SIBI/IFCE, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- L732d Lima, Ismael Furtado Pereira.
DIAGNÓSTICO DA QUALIDADE DA ÁGUA E DO ESTADO TRÓFICO DA BARRAGEM DO RIO
MARANGUAPINHO, MARANGUAPE-CE / Ismael Furtado Pereira Lima. - 2020.
129 f. : il. color.
- Dissertação (Mestrado) - Instituto Federal do Ceará, Mestrado em Tecnologia e Gestão Ambiental,
Campus Fortaleza, 2020.
Orientação: Profa. Dra. Adriana Guimarães Costa Saboia.
1. Qualidade de água. 2. Eutrofização. 3. Semiárido. I. Título.

CDD 628

ISMAEL FURTADO PEREIRA LIMA

DIAGNÓSTICO DA QUALIDADE DA ÁGUA E DO ESTADO TRÓFICO DA
BARRAGEM DO RIO MARANGUAPINHO, MARANGUAPE-CE.

Dissertação apresentada ao curso de Pós-graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) - *Campus Fortaleza*, como requisito parcial para obtenção do Título de Mestre em Tecnologia e Gestão Ambiental. Área de concentração: Gestão e Saneamento Ambiental. Linha de pesquisa: Monitoramento e Controle da Qualidade Ambiental.

Aprovado (a) em: ____ / ____ / ____.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dra. Adriana Guimarães Costa Saboia (Orientadora)

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) – *Campus Fortaleza*

Prof. Titular Hugo Leonardo de Brito Buarque

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) - *Campus Fortaleza*

Prof. Dr. Jean Leite Tavares

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte (IFRN)

A Deus.

Aos meus pais.

Aos mestres.

AGRADECIMENTOS

A Deus, fonte de energia e possibilidades.

Aos meus pais, Fabiano e Glaucia, por incentivarem, compreenderem e inundarem de amor toda minha trajetória e sempre possibilitarem o caminho dos estudos.

Ao meu irmão, Mikael, por ser um grande apoiador e, ao lado de minha mãe, compreender as ausências, aconselhar e motivar.

Ao amigo Guilherme, por estar presente, compartilhar momentos bons e ruins da jornada, incentivar e ser como um irmão durante todo o tempo curso.

A professora Adriana, por incentivar, ajudar sempre e compreender falhas e acertos, parceria, orientação firme e apoio, clareando os caminhos do aprendizado e contribuindo não somente para a formação profissional, mas lapidando também as visões pessoais.

Ao professor Bemvindo, pela troca de conhecimentos teóricos e de laboratório, pelos incentivos e conselhos e pelos puxões de orelha, quando se fizeram necessários. Um sincero obrigado pela afinidade estabelecida e pela amizade que cresce.

Ao André, pelas experiências teóricas, de campo e de Laboratório e pelo companheirismo e paciência durante esse período.

Aos amigos e professores, Davis e Fiúza, por incentivarem os estudos e expandirem os horizontes naquilo que concerne à vida acadêmica. Com a ciência que há muito ainda a ser percorrido e trabalhado, sou grato pelos exemplos deixados.

Aos amigos que estiveram presentes nas aulas e que se tornaram para vida, Brena, Nirlânia, Jéssica e Karol (LMA).

A Gabi, Laís, Ju, Karol, Davi e Técio, por toda amizade e tempo dedicado a pesquisa, pelo apoio nos momentos difíceis, por não desistirem do trabalho e por estarem sempre disponíveis para as demandas que foram surgindo. Tenho um carinho muito grande por cada um de vocês.

Aos colegas do LMA, LQA e LQG, que estiveram ajudando nas análises.

A CAPES, pela concessão de bolsa de estudos, fundamental à minha permanência durante o curso.

A todos aqueles que contribuíram de alguma maneira para que esta pesquisa se concretizasse.

RESUMO

A crescente ocupação urbana tem promovido o aumento da carga orgânica e a inserção de nutrientes em sistemas hídricos urbanos, o que tem levado à redução na qualidade da água, alterações ecossistêmicas e mudanças no uso desse recurso. Somado a isso, o problema da eutrofização cultural e do mal uso do solo. Assim, a aplicação de atividades de monitoramento e de diagnóstico podem auxiliar a conservação e a mitigação de problemas gerados por esses fatores forçantes. Buscando o entendimento do comportamento da qualidade de água da barragem do Maranguapinho, foi aplicado uma série de métodos de levantamento de dados físicos, químicos e biológicos do ecossistema, a fim de gerar bases para um monitoramento. As variáveis inventariadas foram: coliformes termotolerantes, oxigênio dissolvido, sólidos totais, fósforo total, ortofosfato, turbidez, pH, DBO₅, nitrogênio total, nitrito, nitrato, clorofila “a”, transparência, temperatura, fitoplâncton e zooplâncton. Para as análises físicas e químicas, foram utilizados os procedimentos descritos no *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 21 edição, 2012, as comunidades de fitoplâncton e zooplâncton foram coletadas por métodos de arrasto tradicional. Ainda foram aplicados os modelos de IET e IQA para o diagnóstico do reservatório. Como resultado, percebeu-se que a variação climática exerceu forte influência sobre as variáveis monitoradas. Em relação aos parâmetros físicos, químicos e biológicos, quando comparados aos respectivos padrões da CONAMA 357/2005 para classe II, constatou-se que os valores de DBO₅ e os teores de fósforo e clorofila “a” não se enquadraram nos limites durante a totalidade do monitoramento, enquanto que os valores de coliformes ultrapassaram as referências no período chuvoso. A evolução do estado trófico foi classificada, na maior parte do tempo, como hipereutrófica, pior classificação constatada. O IQA manteve-se como aceitável devido à influência positiva da oxigenação, do pH e do baixo contingente de coliformes na estiagem. O estudo do fitoplâncton permitiu detectar maiores concentrações de cianobactérias concomitante à evolução do estado trófico. Determinou-se, pelas altas relações N:P, que o nutriente limitante foi o fósforo. O zooplâncton teve alta disponibilidade de alimentos na estação chuvosa e sua riqueza reduzida durante os piores cenários de eutrofização. Os resultados concordam com a realidade de outros reservatórios nordestinos em relação à influência climática e ocupação do solo como fator de redução de qualidade de água.

Palavras-chave: Qualidade de água. Eutrofização. Semiárido.

ABSTRACT

Increasing urban occupation, increased organic load and nutrient insertion in urban water systems have led to reduced water quality, ecosystem changes and alterations in the use of this resource. Added to this, the cultural eutrophication and misuse of land. Application of monitoring, diagnosis and modeling development activities can assist in the conservation and mitigation of problems generated by these variables. Seeking the understanding the behavior of the Maranguapinho dam, methods of physical, chemical and biological ecosystem data collection were applied in order to provide the basis for this monitoring. The inventoried variables were thermotolerant coliforms, dissolved oxygen, total solids, total phosphorus, orthophosphate, turbidity, pH, BOD, total nitrogen, nitrite, nitrate, chlorophyll “a”, transparency, temperature, phytoplankton and zooplankton. For the physical and chemical analyzes, the procedures described in the standard methods for the examination of water and wastewater were used, the phytoplankton and zooplankton communities were collected by traditional trawling methods. IET and IQA models were also applied for the reservoir diagnosis. As a result, it was noticed that the climatic variation had a strong influence on the variables. Regarding the physical, chemical and biological parameters, compared to CONAMA 357/2005 for class II, it was found that BOD, phosphorus and chlorophyll “a” did not fit the limits during the entire monitoring, while the values coliforms exceeded the references in the rainy season. The evolution of the trophic status was classified, as hypertrophic, the worst classification found. The IQA remained as acceptable due to the positive influence of oxygenation, pH and the low contingent of coliforms in the dry season. The study of phytoplankton indicated higher concentrations of cyanobacteria concomitant with the evolution of the trophic state. It was determined, by the high N: P ratios, that the limiting nutrient was phosphorus. Zooplankton had high food availability in the rainy season and reduced their wealth during the worst eutrophication scenarios. The results agree with the reality of other northeastern reservoirs in relation to climatic influence and land occupation as a factor in reducing water quality.

Keywords: Water quality. Eutrophication. Semiarid.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Principais problemas ambientais em reservatórios.	21
Figura 2 - Fluxograma de execução do projeto de dissertação.	39
Figura 3 - Mapa de localização das unidades amostrais na barragem do Maranguapinho.	41
Figura 4 - Precipitação pluviométrica mensal dos anos 2018 e 2019 e médias mensais históricas (1974 a 2019), para a região de Maranguape-CE.	46
Figura 5 - Precipitação acumulada e médias mensais para a bacia do Maranguapinho.	47
Figura 6 - Variação de volume do reservatório do Maranguapinho, com referência de capacidade máxima.	48
Figura 7 - Profundidade de desaparecimento do disco de Secchi e da zona fótica para todo o período de monitoramento.	50
Figura 8 - Variação espaço-temporal dos valores de temperatura e p-valor do teste U de Mann-Whitney para o reservatório do Maranguapinho.	51
Figura 9 - Detalhamento de diferentes pontos em diferentes períodos nos afluentes do sistema. (a) Vegetação aderida aos bancos de areia depois da construção, (b) e (c) macrófitas ocupando parcial ou totalmente a seção dos afluentes.	52
Figura 10 - Variação espaço-temporal dos valores de pH e p-valor do teste U de Mann-Whitney para o reservatório do Maranguapinho.	54
Figura 11 - Variação espaço-temporal dos valores de OD e p-valor do teste U de Mann-Whitney para o reservatório do Maranguapinho.	55
Figura 12 - Variação espaço-temporal dos valores de DBO e p-valor do teste U de Mann-Whitney para o reservatório do Maranguapinho.	57
Figura 13 - Variação espaço-temporal dos valores de Ortofosfato Solúvel e p-valor do teste U de Mann-Whitney para o reservatório do Maranguapinho.	59
Figura 14 - Variação espaço-temporal dos valores de Fósforo.	60
Figura 15 - Variação espaço-temporal dos valores de Nitrogênio Total e p-valor do teste U de Mann-Whitney para o reservatório do Maranguapinho.	61
Figura 16 - Variação espaço-temporal dos valores de Nitrito e p-valor do teste U de Mann-Whitney para o reservatório do Maranguapinho.	62
Figura 17 - Variação espaço-temporal dos valores de Nitrato e p-valor do teste U de Mann-Whitney para o reservatório do Maranguapinho.	63
Figura 18 - Variação espaço-temporal dos valores de Sólidos Totais e p-valor do teste U de Mann-Whitney para o reservatório do Maranguapinho.	64
Figura 19 - Variação espaço-temporal dos valores de Turbidez e p-valor do teste U de Mann-Whitney para o reservatório do Maranguapinho.	66
Figura 20 - Variação espaço-temporal dos valores de clorofila “a” e p-valor do teste U de Mann-Whitney para o reservatório do Maranguapinho.	66
Figura 21 - Variação espaço-temporal dos valores de coliformes termotolerantes e p-valor do teste U de Mann-Whitney para o reservatório do Maranguapinho.	68
Figura 22 - Variação do índice de estado trófico médio de Lamparelli para os pontos de monitoramento do reservatório do Maranguapinho.	70
Figura 23 - Detalhe dos processos poluidores e suas consequências no reservatório. a – formação espumosa durante evento de eutrofização; b – extração de água; c- presença animais; d- biomassa de macrófitas; e – percepção da coloração da água; f – ocupação irregular.	72

Figura 24 - Detalhe do Aterro de Maracanaú com destaque para o reservatório, ao fundo.	73
Figura 25 - Variação do índice de estado trófico médio de Toledo, Lamparelli e Rolim para os pontos de monitoramento do reservatório do Maranguapinho.	73
Figura 26 - Variação do índice de qualidade de água para os pontos de monitoramento do reservatório do Maranguapinho.	77
Figura 27 - Abundância de classes para a seção de monitoramento 01, no reservatório do Maranguapinho.	78
Figura 28 - Abundância de classes para a seção de monitoramento 02, no reservatório do Maranguapinho.	78
Figura 29 - Abundância de classes para a seção de monitoramento 03, no reservatório do Maranguapinho.	79
Figura 30 - Abundância de classes para a seção de monitoramento 4, no reservatório do Maranguapinho.	80
Figura 31 - Abundância de classes para a seção de monitoramento 4, no reservatório do Maranguapinho.	80
Figura 32 - Variação espaço-temporal dos valores de riqueza e p-valor do teste U de Mann-Whitney para o reservatório do Maranguapinho.	81
Figura 33 - Variação espaço-temporal dos valores de densidade de organismos e p-valor do teste U de Mann-Whitney para o reservatório do Maranguapinho.	82
Figura 34 - Variação espaço-temporal dos valores de densidade de cianobactérias e p-valor do teste U de Mann-Whitney para o reservatório do Maranguapinho.	82
Figura 35 - Comparação espaço-temporal dos valores de clorofila “a” e da densidade de cianobactérias e fitoplâncton para o reservatório do Maranguapinho.	85
Figura 36 - Comparação espaço-temporal dos valores de N:P e da densidade de cianobactérias e fitoplâncton para o reservatório do Maranguapinho.	87
Figura 37 - Abundância de grupos de zooplâncton para a seção de monitoramento 1, no reservatório do Maranguapinho.	89
Figura 38 - Abundância de grupos de zooplâncton para a seção de monitoramento 2, no reservatório do Maranguapinho.	90
Figura 39 - Abundância de grupos de zooplâncton para a seção de monitoramento 3, no reservatório do Maranguapinho.	90
Figura 40 - Abundância de grupos de zooplâncton para a seção de monitoramento 4, no reservatório do Maranguapinho.	91
Figura 41 - Abundância de grupos de zooplâncton para a seção de monitoramento 5, no reservatório do Maranguapinho.	91
Figura 42 - Variação espaço-temporal dos valores de riqueza de zooplâncton e p-valor do teste U de Mann-Whitney para o reservatório do Maranguapinho.	93
Figura 43 - ACP das variáveis limnológicas, riqueza de fitoplâncton e zooplâncton e evolução das unidades amostrais para todo o período de monitoramento do reservatório do Maranguapinho (dez/18 a dez/19). od=oxigênio dissolvido; pt=fósforo total; nt=nitrogênio total; nitra=nitrato; cla=clorofila “a”; turb=turbidez; ph= pH; dbo=demanda bioquímica de oxigênio; riq_fit=riqueza fitoplâncton; st=sólidos totais; temp=temperatura; nitri=nitrito; ctt=coliformes termotolerantes; ofs=orotofosfato; riq_zoo=riqueza zooplâncton; sec=transparência de Secchi.	95
Figura 44 - ACP das variáveis limnológicas, riqueza de fitoplâncton e zooplâncton e evolução das unidades amostrais para o período de chuvas no reservatório do Maranguapinho (dez/18 a jun/19). od=oxigênio dissolvido; pt=fósforo total; nt=nitrogênio total; nitra=nitrato; cla=clorofila “a”; turb=turbidez; ph= pH; dbo=demanda bioquímica de oxigênio; riq_fit=riqueza fitoplâncton; st=sólidos	

totais; temp=temperatura; nitri=nitrito; ctt=coliformes termotolerantes; ofs=orotofosfato; riq_zoo=riqueza zooplâncton; sec=transparência de Secchi.	96
Figura 45 - ACP das variáveis limnológicas, riqueza de fitoplâncton e zooplâncton e evolução das unidades amostrais para o período de estiagem no reservatório do Maranguapinho (jul/19 a dez/19).	
od=oxigênio dissolvido; pt=fósforo total; nt=nitrogênio total; nitra= nitrato; cla=clorofila “a”; turb=turbidez; ph= pH; dbo=demanda bioquímica de oxigênio; riq_fit=riqueza fitoplâncton; st=sólidos totais; temp=temperatura; nitri=nitrito; ctt=coliformes termotolerantes; ofs=orotofosfato; riq_zoo=riqueza zooplâncton; sec=transparência de Secchi.	97

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Limites de parâmetros para Classe 2.	18
Tabela 2 - Faixa de classificação do IQA.	33
Tabela 3 - Classificação do IET de Lamparelli.	35
Tabela 4 - Classificação do Índice de Estado Trófico do Semiárido	37
Tabela 5 - Localização das unidades amostrais.	40
Tabela 6 - Metodologias de análises de dados.	42
Tabela 7 - Classificação do estado trófico dos pontos de monitoramento da barragem do Maranguapinho.	69
Tabela 8 - Classificação da qualidade da água dos pontos de monitoramento da barragem do Maranguapinho.	76
Tabela 9 - Táxons de fitoplâncton encontrado durante os 13 meses de monitoramento no reservatório do Maranguapinho.	79
Tabela 10 - Valores da razão N/P para o reservatório do Maranguapinho no período de 2019.	85
Tabela 11 - Grupos de zooplâncton encontrado durante os 13 meses de monitoramento no reservatório do Maranguapinho.	88
Tabela 12 - Correlação de Spearman para o período de estiagem.	115
Tabela 13 - Correlação de Spearman para o período chuvoso.	116
Tabela 14 - Correlação de Spearman para todo o período de monitoramento.	117
Tabela 15 - p-valor de Mann-Whitney para os pontos e períodos monitorados no reservatório do Maranguapinho.	118
Tabela 16 - Estatística descritiva das unidades amostrais do açude da barragem do Maranguapinho no período chuvoso.	119
Tabela 17 - Estatística descritiva das unidades amostrais do açude da barragem do Maranguapinho no período seco.	120
Tabela 18 - Autovalores, porcentagem de variação total e porcentagem acumulada da PCA para todo o período de monitoramento.	122
Tabela 19 - Autovalores, porcentagem de variação total e porcentagem acumulada da PCA para o período de chuvas.	122
Tabela 20 - Autovalores, porcentagem de variação total e porcentagem acumulada da PCA para o período de estiagem.	122

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Consequências da eutrofização.	19
Quadro 2 - Equações de Toledo Jr. et al. (1984)	34
Quadro 3 - Significado ambiental de cada nível de estado trófico.	Erro! Indicador não definido.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	11
2	OBJETIVOS	13
2.1	Objetivo Geral	13
2.2	Objetivos específicos	13
3	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	14
3.1	Importância e impactos em ecossistemas lacustres urbanos	14
3.2	Aspectos legais da qualidade hídrica	16
3.3	A eutrofização	18
3.4	Variáveis limnológicas químicas, físicas e biológicas e suas interações	23
3.5	Indicadores de qualidade da água	32
3.5.1	<i>Índice de Qualidade das Águas (IQA)</i>	32
3.5.2	<i>Índice de Estado Trófico</i>	33
3.6	A Barragem do Rio Maranguapinho	38
4	MATERIAIS E MÉTODOS	39
4.1	Caracterização da área de estudo	40
4.2	Determinação das unidades amostrais e periodicidade	41
4.3	Métodos de coleta, transporte, armazenamento	42
4.4	Procedimentos de Análises	42
4.5	Determinação do IQA e do IET	44
4.6	Análises estatísticas	44
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	45
5.1	Pluviometria	46
5.2	Análise das variáveis limnológicas nos pontos monitorados	48
5.3	Evolução do Índice de Estado Trófico	68
5.4	Evolução do Índice de Qualidade de Água	75
5.5	Estudo da dinâmica horizontal do fitoplâncton no reservatório do Maranguapinho	78
5.6	Estudo da dinâmica horizontal do zooplâncton no reservatório do Maranguapinho	87
5.7	Análise multivariada	94
6	CONCLUSÕES	98
	REFERÊNCIAS	100
	APÊNDICE A – CORRELAÇÃO DE SPEARMAN	115
	APÊNDICE B – ESTATÍSTICA U DE MANN-WHITNEY	118

APÊNDICE C – ESTATÍSTICA DESCRITIVA DAS UNIDADE AMOSTRAIS	119
APÊNDICE D – DADOS DAS ANÁLISES DE COMPONENTES PRINCIPAIS	122

1 INTRODUÇÃO

O processo de urbanização está estritamente relacionado ao crescimento econômico. O espalhamento da mancha urbana faz com que determinadas atividades humanas sejam concentradas em áreas específicas (i. e. indústrias, comércio, serviços educacionais e de saúde). Isso faz com que cresça a demanda por insumos de matéria e de energia, inclusive água, e que a população seja exposta a riscos ambientais. A contenção ou reservação de água para atender a algumas dessas necessidades surge como alternativa. Por outro lado, a construção de obras para tal fim é marcada por um alto grau de interferência, pelo homem, nos sistemas naturais (TUNDISI, 1988). Essa situação gera uma sobrecarga que atua nesses ecossistemas e provoca uma degradação dos recursos e sua consequente exaustão. A exemplo disso, o lançamento de nutrientes e matéria orgânica em corpos hídricos, principalmente aqueles que margeiam cidades.

As discussões acerca da poluição de recursos hídricos são fundamentais no contexto do desenvolvimento sustentável. No Brasil, é registrado que os corpos hídricos têm apresentado uma progressiva redução da qualidade da água, o que gera conflitos em relação ao seu uso, principalmente na estiagem (CAMPOS E FRACALANZA, 2010). Entre os principais problemas identificados, há barramentos irregulares demandados pelo problema da escassez e para a agricultura, lançamento de agrotóxicos, retirada de água sem outorga e ocupação das margens de rios, com supressão da vegetação natural (TUNDISI, 2008). Se esse cenário for restringido à região nordestina do Brasil, o fato se torna ainda mais expressivo sob a ótica da manutenção das atividades da população que requerem o uso de água. Para que essas atividades sejam mantidas, uma malha de reservatórios foi distribuída nessa área, com os mais diversos fins (preservação das culturas aquáticas, contenção de cheias e abastecimento). Especificamente no Ceará, esse cenário de degradação dos recursos hídricos tem comportamento similar a essa realidade. Para Freire (2000), principalmente aqueles sob influência das bacias metropolitanas, há impacto devido a irregularidade climática, com precipitações mal distribuídas espacial e temporalmente, alta taxa de evaporação em decorrência da insolação, além dos já referidos problemas relacionados ao uso e ocupação do solo.

No que concerne aos reservatórios urbanos, a implantação dessas estruturas pode ter como consequências impactos em níveis físico, químico, biológico, econômico e social. Entre os três primeiros níveis, pode-se modificar não somente o estado trófico e a qualidade da água, mas

também as relações sistêmicas que lá ocorrem, o que contribui para interferência na ciclagem de nutrientes, no desenvolvimento do fitoplâncton e de bancos de macrófitas e na assimilação de compostos químicos. Isso pode constituir fatores forçantes para o desequilíbrio ecológico do ambiente. Daí, é importante que os gestores desses reservatórios implementem ações de promoção e restauração da biodiversidade (MORENO e CALLISTO, 2006), destacando a importância de estudos de ecossistemas de forma integrada, inclusive para a manutenção da qualidade de água. A compreensão de como as variáveis físicas, químicas e biológicas interagem e se modificam nesses reservatórios é importante para a conservação desses sistemas sob processo de degradação.

Para Tundisi *et. al* (2008), esse contexto de degradação pode gerar consequências como o aumento da contaminação do recurso, a alteração das características de mananciais, o aumento da vulnerabilidade humana em razão da contaminação e a redução ao acesso à água de boa qualidade, com resultados negativos para qualidade de vida e desenvolvimento econômico e social.

Dependendo do tipo de reservatório e sua finalidade, o diagnóstico, o monitoramento e o prognóstico constituem importantes ferramentas para a avaliação da qualidade da água e para o aumento da vida útil dos mesmos. O monitoramento da qualidade de água sob suas diferentes interfaces é feito através da coleta e interpretação de dados limnológicos (CUNHA *et al.*, 2013). Tundisi (2001) afirma que, tendo esses dados como subsídios, os reservatórios podem ser categorizados pelo seu estado trófico, pela presença de distúrbios nas concentrações de nutrientes e pelas relações entre as comunidades que nele coexistem.

Esse contexto é favorável para estudos de planejamento ambiental, integrando elementos do meio ambiente, na tentativa de identificar as fragilidades e definir pontos de maior atenção e com restrições quanto ao uso (TROMBETA *et. al*, 2014).

Em um contexto regional, o reservatório do Maranguapinho foi construído para que se contivessem as cheias que ocorrem em suas margens a fim de que a população que ocupa irregularmente suas margens não ficasse vulnerável a esses episódios. Embora com finalidade de contenção de cheias, o contexto climático favorece que um montante expressivo de água tenha também potencial para ser usado para o abastecimento público.

Dessa perspectiva, surge a importância da implementação de projetos que se detenham ao diagnóstico e ao prognóstico desses reservatórios a fim de se garantir a continuidade e a disponibilidade de água com qualidade em níveis satisfatórios, para as gerações presentes e futuras. Um exemplo dessa aplicabilidade é a implementação de rotinas de monitoramento ambiental que podem possibilitar a conservação desses açudes. Nesse contexto, este estudo

objetivou avaliar a qualidade de água e o estado trófico do reservatório do Maranguapinho, a partir da aplicação de índices e pela caracterização das variáveis limnológicas.

2 OBJETIVOS

Diante da condição de degradação dos recursos hídricos, da necessidade de água em nível regional e da conservação dos ecossistemas, o objetivo geral desse trabalho foi analisar a água sobre seus aspectos físicos, químicos e biológicos, submeter à classificação de índices de qualidade e gerar bases para a gestão deste tipo recurso.

2.1 Objetivo Geral

Analisar as variáveis limnológicas da água do reservatório do Maranguapinho, avaliando a qualidade da água do reservatório sob a perspectiva do Índice de Qualidade da Água e do Índice de Estado Trófico, e identificar as relações com a ocorrência de fitoplâncton e zooplâncton.

2.2 Objetivos específicos

- Determinar as características limnológicas do ecossistema por intermédio dos parâmetros físicos, químicos e biológicos, horizontalmente, ao longo de um ciclo hidrológico;
- Analisar os parâmetros de qualidade monitorados tomando como referência a resolução CONAMA 357/2005;
- Determinar o IQA (índice de qualidade de água), a partir do modelo utilizado pela Cetesb, para o reservatório do rio Maranguapinho- CE, ao longo de 13 meses;
- Calcular o IET (índice de estado trófico), a partir dos modelos de Toledo Júnior et al. (1984), Lamparelli (2004) e Rolim et al. (2019), para o reservatório do rio Maranguapinho- CE, ao longo de 13 meses;
- Investigar os fatores ambientais que alteram a qualidade de água e o estado trófico da barragem;
- Associar as mudanças ocorridas na qualidade da água às interferências antrópicas verificadas.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Consta nesse capítulo o referencial de embasamento da pesquisa, destacando a importância de estudos sobre a qualidade de água associada ao processo de eutrofização, onde se discutem as principais variáveis em uma perspectiva limnológica.

3.1 Importância e impactos em ecossistemas lacustres urbanos

A história nordestina passou por períodos de estiagem que favoreceram a migração, provocando a concentração populacional nas cidades. De forma semelhante, na região Metropolitana de Fortaleza, no século XX, o impulsionador foi a seca. Aliado a isso, o fenômeno de estagnação econômica da Amazônia que favoreceu a fixação da população, também auxiliada pela maior disponibilidade de empregos no setor terciário (COSTA, 2008). A época, o “desenvolvimento” ocorria sem a inclusão do “verde” e sem o objetivo de proteção de ecossistemas.

Decorre disso que o processo de ocupação desordenada é a principal motriz para a degradação dos recursos hídricos, inclusive na região metropolitana de Fortaleza. Para Tucci (2000), esse processo intenso de ocupação se reflete na degradação de mananciais, aporte de sedimentos na bacia devido a retirada da camada de vegetação natural, na redução da qualidade da água, no aumento das enchentes e numa maior demanda por água potável. Diante dessas consequências e, em especial, devido às duas últimas, e das características climáticas da região, há a construção de reservatórios.

O aumento na malha de reservatórios está respaldado naquilo que preconiza a Lei 9.433/97, assegurando às presentes e futuras gerações a necessária disponibilidade da água e a prevenção e defesa contra eventos hidrológicos críticos (BRASIL, 1997).

Os reservatórios artificiais são zonas de transição entre sistemas lóticos e lênticos. Seu funcionamento está relacionado a todos os subsistemas que o compõem, sendo produto de interações da bacia hidrográfica, do meio socioeconômico, das espécies que abriga, da ocupação do entorno, das características de seus afluentes e das relações físicas, químicas e biológicas que se estabelecem (STRASKRABA E TUNDISI, 2000).

Em geral, a função principal é contenção de águas, mas pode ser utilizado para outros fins, como a regularização de vazões e abastecimento público. Esses reservatórios suportam diferentes usos, acrescentando-se aí os fins paisagísticos e de lazer, a pesca, a criação e a dessedentação de animais, além de constituírem importantes fontes de serviços ecossistêmicos.

Em relação à contenção de vazões, servem como equipamento de proteção ao evitar que as enchentes atinjam o leito maior, que atinjam a área de cheia máxima. É comum que essas áreas vulneráveis sejam ocupadas de forma irregular, constituindo um meio mitigador dos efeitos dessas enchentes à população. Essas estruturas guardam grande importância, pois as inundações representam cerca de 50% dos desastres naturais relacionados à água (TUCCI, 2000).

Além da ocupação desordenada, estima-se que essas áreas sofrerão pressões decorrentes da alta demanda de água potável, devido ao crescimento da população mundial. A água também será retirada para favorecer a segurança alimentar, uma vez que permitirá a irrigação da agricultura urbana com água de menor qualidade, suprimindo a alta necessidade de alimento proveniente dessa população em crescimento (UNEP-IETEC, 2001).

Embora apresentando aspectos positivos, esses fenômenos podem gerar um conjunto de impactos que devem ser monitorados, como modificação na fauna, na flora e na microbiota do rio e nas suas margens, remoção da comunidade irregular e interferência no regime de transporte de sedimentos e de abastecimento de nutrientes à jusante. Ainda, dependendo da morfologia da área, podem ser favorecidas perdas por evaporação devido à exposição do espelho d'água.

Os reservatórios ainda podem ser qualificados de acordo com características morfológicas. Estudos de Esteves (2011) indicam que, tratando-se de uma setorização horizontal, um reservatório pode ser dividido em zonas litorânea e limnética, que exercem forte influência na coluna d'água. Para este autor, a primeira representa a área de borda junto ao ecossistema terrestre, abundante em nichos ecológicos e podendo abrigar uma ampla vegetação. Já a segunda, compreende zonas de maiores profundidades, onde ocorrem diferentes processos de mistura, sob influência de diferentes fatores forçantes (radiação, vento, vazão, morfometria).

Observações de Talling (2001), tomando como referência lagos tropicais rasos, indicam que essas regiões podem ter variações significativas tanto espaciais quanto temporais, podendo ocorrer mudanças físicas, químicas e biológicas, estreitamente ligadas às variáveis climáticas.

Sob o ponto de vista das necessidades da região semiárida, a construção de reservatórios tem sido importante para o desenvolvimento socioeconômico. A construção dessas estruturas também favoreceu o desenvolvimento de aglomerados populacionais, alguns dos quais constituíram grandes metrópoles ou regiões metropolitanas. Sabe-se que essa realidade é recorrente pois dois terços de grandes cidades estão nas imediações de lagos e estuários (KJERVE, 1997 *apud* FRAGOSO JR. *et. al*, 2009). Face a esse crescimento, percebeu-se a redução da qualidade de água como consequência de emissões antropogênicas advindas das mais diversas atividades (CARVALHO *et. al*, 2002).

Nesse contexto, estudos ecológicos envolvendo os fatores ambientais supracitados e o desenvolvimento de modelos, que têm como foco o meio ambiente, geram importantes informações que podem contribuir positivamente para a gestão e o gerenciamento desses reservatórios. Assim, análises sob o ponto de vista ecológico, que evidenciam o aporte de nutrientes, modificações estruturais nas comunidades aquáticas e modelos ambientais devem ser incentivados para que se gerem informações que podem contribuir para programas de manejo e atividades de preservação ou recuperação desses ecossistemas (COOK *et al.*, 2010).

3.2 Aspectos legais da qualidade hídrica

A relação do homem com os recursos naturais foi mudando gradativamente ao longo da história. O histórico de degradação e menores oportunidades de favorecer a resiliência ambiental datam do período de revolução agrícola, onde se consolida uma extração mais vigorosa desses recursos naturais ao mesmo tempo que se produz maior quantidade de efluentes dispostos no meio (DEUS, BATTISTELLE e SILVA, 2015). Assim, a intensificação no desenvolvimento dos primeiros conglomerados populacionais faz com que surjam os primeiros problemas de saúde pública, relacionados principalmente ao saneamento.

Antes, sem práticas higiênicas ou com mínima noção de poluição ou descontaminação da água ou do alimento, a população se tornava vulnerável a doenças de veiculação hídrica e mantinha práticas de deposição no solo e na água, o que agravava ainda mais esse cenário. Essa ideia permaneceu por muito tempo, sendo o meio fornecedor “inesgotável” dos recursos e foco de todos os poluentes gerados no processo de desenvolvimento, não havendo modo de repor uma fonte que se esgotava rapidamente (TEIXEIRA, 1997).

A temática ambiental passa a ser mais efetiva a partir da década de 60, com o surgimento de grupos conservacionistas. Apenas em 1972, as questões ambientais culminaram com a convocação da Conferência das Nações Unidas sobre o Ambiente Humano. Nesse episódio, constituiu-se um manifesto ambiental que instigava a humanidade a moldar suas ações em relação às consequências ambientais, conscientizando sobre a perspectiva de esgotamento dos recursos naturais e da possibilidade de irreversibilidade dos danos causados (ONU, 1972).

Novas legislações ainda foram desenvolvidas tratando os recursos ambientais de forma separadas e não incluindo esses recursos no conceito mais generalista de meio ambiente. Em 1992, é promulgada a Declaração Universal dos Direitos da Água, com objetivo de sensibilizar as nações sobre as questões de escassez, principalmente, em diferentes regiões do globo. Nessa

declaração, já eram consolidadas algumas ideias sobre desperdício, poluição dos corpos hídricos e as restrições de água potável para algumas populações (DAAE, 2013).

No que concerne ao cenário nacional, foi também publicada em 1997 a Política Nacional de Recursos Hídricos, por intermédio da Lei 9.433, que reconhece a água como bem público, dotado de valor econômico e define que o uso prioritário deve ser o abastecimento humano e a dessedentação de animais, especialmente em casos emergenciais (BRASIL, 1997). Somados a isso, uma série de instrumentos de gerenciamento e planejamento favorecem o manejo do recurso, a fim de que, também sejam garantidos seus usos múltiplos na perspectiva da sustentabilidade (COUCEIRO e HAMADA, 2011). Outro aspecto inerente à essa política é o caráter descentralizador e participativo, que permitem a criação de um sistema que integra o poder público federal e os estaduais e também a inclusão dos comitês de bacia, que permitem a inclusão da perspectiva dos atores locais na gestão de recursos hídricos. Pela referida lei, planos de bacias desenvolvidos com a participação desses comitês favorecem a identificação de conflitos, no que concerne ao uso e à qualidade da água, bem como a arbitragem dos mesmos, e ainda devem promover o diagnóstico da situação atual dos recursos hídricos.

No arcabouço legal, tem-se ainda a resolução CONAMA 357/2005, que dispõe sobre a classificação e o enquadramento de corpos hídricos e sobre o padrão de lançamento de efluentes. Essa mesma normativa divide em 05 as classes de qualidade de águas doces, relacionadas aos usos a que se destinam. Essa classificação deve considerar o uso e a ocupação do solo, os fins aos quais o recurso hídrico se destina e as características físicas, químicas e biológicas. Entretanto, na ausência de procedimentos de enquadramento, a resolução determina ainda que os corpos de água doce sejam enquadrados como Classe 2, ou mais restritiva caso suas características assim o permitam, visando garantir a qualidade dos corpos de água (BRASIL, 2005).

A Tabela 01 apresenta, com base na resolução supracitada, alguns parâmetros e valores de referência que um corpo hídrico enquadrado como classe 2 devem estar enquadrados. Tendo em vista a necessidade de complementação relacionada ao lançamento de efluentes, surge, em 2011, a resolução CONAMA 430, que considera a capacidade de suporte de um corpo hídrico para a recepção de efluentes, processos de avaliação de toxicidade e ações necessárias ao controle (CERON, 2012).

Tabela 1 - Limites de parâmetros para Classe 2.

PARÂMETRO	LIMITE
PH	6,0 - 9,0
TUBIDEZ (NTU)	≤ 100
OD (MG/L)	> 5
DBO (MG/L)	≤ 5
SÓLIDOS TOTAIS (MG/L)	≤ 500
NITRITOS (MG/L)	$\leq 1,0$
NITRATOS (MG/L)	$\leq 10,0$
FÓSFORO TOTAL (MG/L)	$\leq 0,05$
CLOROFILA A (UG/L)	$\leq 30,0$
C. TERMOLOTERANTES (NMP/100ML)	≤ 1.000

Fonte: Adaptado de Brasil (2015).

Essa classificação propõe uma faixa de valores baseados nos quais os usos múltiplos previstos da água são favorecidos, bem como a manutenção de sua qualidade e do ecossistema que dela faz uso.

Em nível estadual, surge em 2010 a Lei 14.844, que regulamentava a Política Estadual de recursos Hídricos. A regulamentação reafirmava aquilo disposto na lei federal, destacando a compatibilização das atividades humanas com o ciclo hidrológico, além de estabelecer em suas diretrizes o desenvolvimento permanente de programas de conservação e proteção as águas, entre outros aspectos (CEARÁ, 2010).

3.3 A eutrofização

A literatura clássica indica que o processo de eutrofização é inerente a rios e reservatórios e não necessariamente está ligado à poluição, podendo ser o resultado de um processo de sucessão natural ou gerado artificialmente (VEIGA, 2008 *apud* SILVA, SOUZA e DUTRA, 2014). Em sua etimologia grega, o termo eutrofizado significa “bem-nutrido”, ainda significando que o processo representa a adição de nutrientes inorgânicos e as consequências decorrentes dessa adição. Quando ocorre de forma natural, o processo é gradual e demora tempo de ordem de dezenas de anos. De certa forma, esse aporte de nutrientes é essencial ao desenvolvimento do ecossistema, mas o excesso gera consequências indesejáveis, como a eutrofização artificial. Quando ocasionado de forma natural, esse processo pode ser consequência da redução da bacia hidráulica por assoreamento ou evaporação, às reduções na vazão afluente e à inserção de material alóctone (JARDIM *et al.*, 2007).

O processo de eutrofização artificial, ocorre quando há, como resultado das atividades humanas, o aumento de concentração de nutrientes de forma rápida ou desordenada. Isso faz com que se instaure uma situação de desequilíbrio ecossistêmico, onde os nutrientes em excesso não conseguem ser assimilados pelos microrganismos presentes na água (AZEVEDO, FEITOSA E KOENING, 2008; CAMARGO *et al.*, 2003). Essa mudança nos padrões de fornecimento de nutrientes provoca o rápido desenvolvimento de organismos autotróficos (macrófitas, microalgas e cianobactérias), a depleção do oxigênio dissolvido, o aumento na mortandade de seres vivos e a consequente redução da qualidade da água (TUNDISI, 2008). Neste caso, Esteves (2011) cita que pode ser também consequência da supressão da mata ciliar, do lançamento de efluentes domésticos e industriais não ou insuficientemente tratados e de compostos provenientes das atividades de agricultura.

Jorgensen (2002) ainda destaca que a drenagem natural de solos ricos em fertilizantes, águas de chuvas modificadas pela poluição atmosférica, atividades de piscicultura e o armazenamento e a ressuspensão de nutrientes provenientes da camada lodosa ou de sedimentos representam importantes contributos ao processo. Ainda pode se adicionar a isso o uso irregular de canais de drenagem para o despejo de esgotos, que não passam por nenhum tipo de tratamento, e o posterior despejo *in natura* em rios e reservatórios.

As principais consequências da eutrofização, de forma geral, para um corpo hídrico estão indicadas no Quadro 01.

Quadro 1 - Consequências da eutrofização.

CONSEQUÊNCIAS GERAIS DA EUTROFIZAÇÃO
Variações diárias de oxigênio, podendo chegar à anoxia; Aumento da turbidez; <i>Bloom</i> algal e aumento na quantidade de macrófitas; Aumento na produção de cianotoxinas; Aumento na produção de matéria orgânica; Perda de valor recreativo/paisagístico; Restrições à navegação; Perdas de biodiversidade; Redução no valor nutricional de espécies; Redução na produção de peixes; Problemas com odor, sabor e obstrução de filtros; Problemas com produção de substâncias carcinogênicas devido reações de cloro com matéria orgânica; Aumento de matéria orgânica no sedimento de fundo, podendo chegar a condições de anoxia;

Fonte: Adaptado de Williams (2011), Porto et. al (1991).

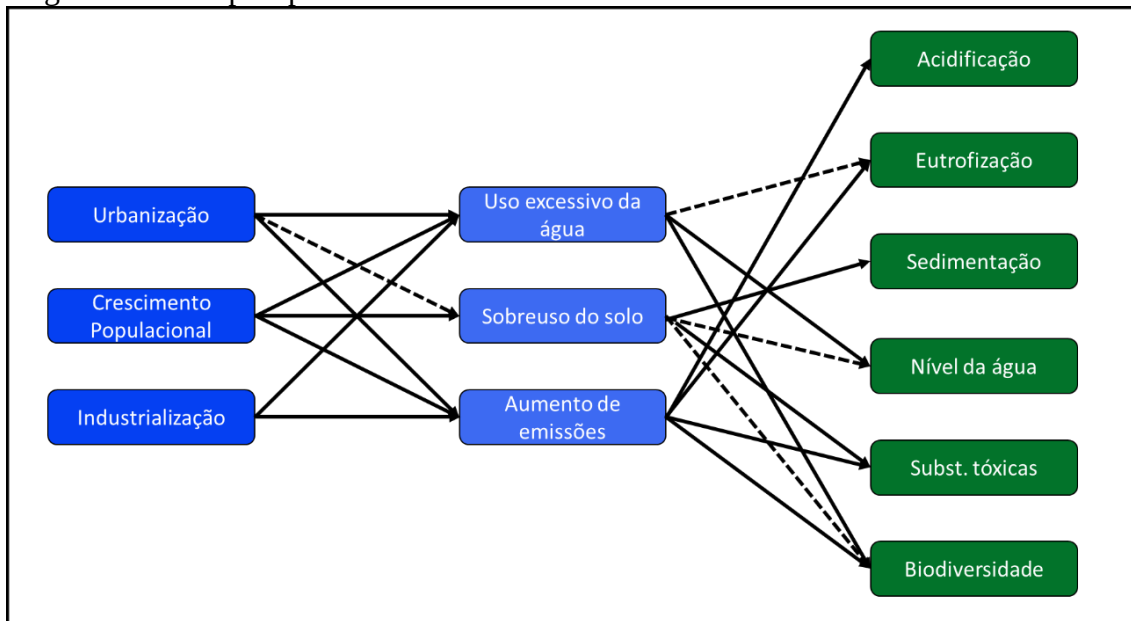
O fenômeno de eutrofização influencia diretamente em outras cadeias tróficas. Em ambientes aquáticos, a comunidade zooplancônica tem um importante papel pois reúne espécies de um curto ciclo de vida, altamente susceptíveis às mudanças ambientais, constituindo bioindicadores desses ecossistemas (SANTOS *et. al*, 2009). Essa comunidade, por ser um elo da cadeia alimentar em relação a produtividade primária e o s outros níveis, é modificada diretamente durante as florações de cianobactérias. Isso acontece porque esse grupo é nutricionalmente deficiente para o zooplâncton devido a sua composição química, além de serem impalatáveis por interferirem fisicamente nos mecanismos de filtração dos herbívoros (BRETT e MULLER-NAVARRA, 1997; DE MOTT *et. al*, 2001). Se analisadas conjuntamente, essas variações no fitoplâncton e no zooplâncton permitem avaliar o potencial de propagação desses distúrbios pela cadeia trófica.

Estudos de Costa e colaboradores (2014) também apresentam uma série de consequências do enriquecimento de nutrientes em um meio aquático, sob o ponto de vista da eutrofização em sistemas de criatórios de peixes. Nas condições analisadas, observou-se uma correlação positiva entre a abundância do fitoplâncton e de coliformes termotolerantes. E, embora a presença de maior quantidade de cianobactérias em relação a outros grupos tenha sido detectada, a bioacumulação de cianotoxinas não foi expressiva nas estruturas dos peixes. Além disso, também foram detectados outros indicativos clássicos, como a depleção de oxigênio e o aumento da turbidez.

Os peixes ainda desempenham importante contributo à biocenose de um reservatório no que concerne ao armazenamento de nutrientes. A concentração de fósforo, por exemplo, diretamente relacionada a eutrofização, pode variar de acordo com os hábitos alimentares das espécies que colonizam determinada área. A acumulação direta ou indireta de nutrientes nas estruturas corpóreas e a posterior excreção podem representar uma importante fonte de fósforo para as águas desses sistemas (WIEGAND, 2015)

Um diagnóstico gerado pelo Instituto Nacional de Ecologia infere que foi percebida uma tendência de crescimento do processo de eutrofização em reservatórios brasileiros (WILLIAMS,2011). Isso se dá pelo aumento das áreas agricultáveis em bacias hidrográficas e consequente aumento no uso de fertilizantes, pelo aumento da população e pelo aumento da urbanização. Esse dado é corroborado, em nível mundial, por estudos do *International Lake Environment Comittee* (2011), que sob o âmbito do projeto Avaliação do Estado dos Lagos do Mundo, compilou dados de 217 lagos e pode concluir que são seis os principais problemas ambientais identificados, com consequências sobre a qualidade ambiental da água.

Figura 1 - Principais problemas ambientais em reservatórios.



Fonte: Adaptado de Williams (2011).

Conforme a Figura 1, a eutrofização foi um dos principais problemas ambientais, mas também se percebeu que todos os que foram identificados estabeleciam uma relação de causa e consequência, direta (linhas contínuas) ou indireta (linhas tracejadas).

Uma intensa floração de cianobactérias do gênero *Microcystis* na região pernambucana, em 1996, foi um dos marcos para o início dos estudos sobre a eutrofização no Brasil. Esse grupo, presente no reservatório que abastecia a cidade, foi responsável pela inserção de hepatotoxinas na água, que provocou intoxicação aguda em alguns pacientes que faziam uso dessa água (FREITAS, 2008; AZEVEDO *et. al*, 2002)

Especificamente no nordeste, a eutrofização pode ter suas consequências agravadas devido à configuração climatológica que se instaura nessa região. Dessas características, a intensa evaporação e as precipitações irregulares favorecem a salinização e o acúmulo de nutrientes, intensificando o processo. Aliado a isso, o tempo de detenção hidráulica pode também contribuir para o desenvolvimento das algas (LAMPARELLI, 2004).

O número de investigações sobre o fenômeno de eutrofização associados a reservatórios é alto. Santos *et. al* (2014), ao investigarem o açude Orós, verificaram que se manteve em um estado eutrófico durante o estudo realizado, tanto na estação seca quanto na chuvosa. Ainda observaram que o fósforo apresentou concentrações crescentes concomitante ao período chuvoso.

Alexandre *et al.* (2010), em um estudo no Norte do estado do Ceará, verificaram que a concentração dos nutrientes no reservatório Serrote apresentou uma tendência de crescimento

quando a pluviosidade foi maior. Para esse caso, foi constatada uma forte relação entre o aumento dos valores de clorofila a e de fósforo total. A concentração dessas substâncias também variou em função do uso e ocupação do solo no entorno das áreas monitoradas.

Britto e colaboradores (2018) avaliaram a qualidade da água superficial nos afluentes do baixo rio São Francisco e identificaram uma tendência à eutrofização devido ao conteúdo mineral, aos níveis de matéria orgânica, ao escoamento superficial e ao grau de poluição a que os mesmos estão submetidos. Esses dados foram correlacionados com a tendência à redução da qualidade da água, principalmente no que se refere ao aumento de coliformes termotolerantes devido ao despejo direto de esgoto doméstico.

No Rio Grande do Norte, *blooms* de grupos fitoplânctônicos foram associados à alta taxa de mortalidade de peixes. 90% das toxinas encontradas nos animais foram relacionadas a cianobactérias, em sua maioria *Cylindrospermopsis sp.* e *Microcystis sp* (CHELLAPA *et. al*, 2008).

Entretanto, nota-se que uma porcentagem relevante da literatura associa o fenômeno da eutrofização à disponibilidade de nutrientes. Entre os principais, as pesquisas em zonas tropicais e temperadas destacam o fósforo e o nitrogênio. Altas concentrações de um nutriente frente a baixas concentrações de outro podem fazer com que surjam, de forma oposta, limitações ao crescimento das comunidades. Em vista disso, Von Sperling (2005) expõe o conceito de nutriente limitante, que por ser um elemento ou composto essencial a uma população que limita seu crescimento. A relação que se estabelece é de proporcionalidade, ou seja, quanto maior a concentração do nutriente de concentração mínima, maior o crescimento populacional. Esse princípio se baseia na “Lei de Liebig¹”, que postula que, para a botânica e a agricultura, o crescimento de uma planta é limitado pelo nutriente com menor oferta no substrato (ODUM, 1988).

O conceito de nutriente limitante está associado a ambientes, de certa forma, estáveis. Para Odum e Barrett (2007), quando essa condição muda muito rapidamente, esse conceito é difícil de ser aplicado. Isso é verificado pelo fato de que em determinados ambientes ser o fósforo o fator limitante e em outros, o nitrogênio. Para Turner e colaboradores (2003), a razão entre esses elementos (N:P) tem sido usada para determinar a relação entre os nutrientes. Tradicionalmente, o fósforo tem sido considerado o nutriente limitante em muitos lagos e reservatórios (COVENEY *et. al*, 2005). O foco no estudo desse elemento também ocorre por ser mais fácil de gerenciar. Contudo, também tem se percebido o nitrogênio como nutriente limitante em

¹ O conceito é exemplificado pelo “Barril de Liebig”, onde se entende que em um barril de ripas irregulares, o volume máximo de líquido contido será limitado pela altura da ripa de menor tamanho.

ecossistemas tropicais (TREVISAN E FORSBERG, 2007). Por essa razão, os estudos relativos à eutrofização baseiam-se nas concentrações de clorofila, fósforo ou nitrogênio, para realizarem predições do nível de eutrofização do ecossistema.

Diversos autores podem ser utilizados como referência para explicar a proporção entre os nutrientes que podem ser considerados limitantes. Um dos primeiros foi Redfield (1958), citado por Lamparelli (2004), que estuda a proporção dos elementos fósforo, nitrogênio e carbono no ambiente marinho em relação ao plâncton, identificando o valor de 1P:16N:10C. Para a realidade de ambientes dulcícolas, a mesma autora analisa o trabalho de Chiaudani e Vighi (1974) que, ao estudarem reservatórios, obtiveram valores máximos de 9:1, em relação as concentrações de nitrogênio e fósforo. Desse cenário, foi possível extrair que aqueles valores que foram superiores a 10 na relação estabelecida pelos elementos indicava um ambiente limitado pelo fósforo, ao passo que o contrário sugeriu uma limitação por nitrogênio. Ainda, os trabalhos analisados pela autora conseguiram identificar uma faixa dos valores N:P em relação ao grau de trofia dos lagos: em lagos eutróficos, a relação N:P resultou numa faixa de até 19, enquanto que lagos mesotróficos em até 109. É válido destacar que identificar o nutriente limitante em um sistema hídrico pode subsidiar para o gerenciamento de bacias, inclusive com a redução da eutrofização.

3.4 Variáveis limnológicas químicas, físicas e biológicas e suas interações

As variáveis limnológicas são influenciadas por processos naturais e antropogênicos, e permitem uma compreensão de que sistemas continentais estão submetidos a diferentes impactos sob um ponto de vista considerando a bacia hidrográfica. Cada sistema tem um processamento único nos fenômenos físicos, químicos e biológicos, altamente dependentes da morfometria, do clima, da hidrologia, das relações de uso e de ocupação do solo e do tempo de detenção da água e, portanto, respondem de diferentes maneiras aos pulsos a que estão submetidos (TUNDISI, 2001). Sob a perspectiva climática, as variações sazonais influenciam diretamente na temperatura da água, afetando as reações químicas e a estratificação térmica (ADRIAN, et. al, 2009), além de gerar modificações no pH, na turbidez e na quantidade de sólidos presentes na água, o que pode interferir na sua qualidade.

Em geral, a temperatura pode ser modificada pela radiação solar, vento e características morfométricas da bacia, mas também pode ser influenciada pela presença de bancos de macrófitas ou proximidade das margens, devido sua capacidade de redução da velocidade do

vento (WETZEL, 2001). Um dos fenômenos mais importantes decorrentes é a diminuição da solubilidade dos gases inversamente proporcional ao aumento da temperatura. Concomitante a esse aumento pode-se perceber também uma maior atividade metabólica dos organismos, o que pode demandar mais oxigênio, já prejudicado pela baixa solubilidade. Essa elevação da temperatura da água também faz com que alguns compostos sejam mais tóxicos à vida aquática (TUNDISI e TUNDISI, 2013).

Além da temperatura, os processos ecossistêmicos podem ser interferidos pelo pH. Este pode ser alterado naturalmente através da dissolução de rochas, da fotossíntese, da absorção de gases da atmosfera e pelos processos oxidativos da matéria orgânica. Dependendo da constituição das rochas e de elementos presentes na bacia, após a lixiviação esses valores podem ser aumentados ou reduzidos, observam Moraes e Silva (2012). Os autores evidenciaram essa constatação após perceberem que a presença de despejo agropecuários reduziu os valores de pH em um trecho do rio Poti, PI. Despejos domésticos e industriais, pela ação do homem, podem seguir mesma tendência. Essas alterações geram efeitos na fisiologia animal e vegetal, alterando o metabolismo dessas comunidades (ESTEVES, 2011). Alterações no pH também são produto da temperatura do meio, cujo aumento pode favorecer o processo fotossintético e aumentar o pH. Contudo, para evitar que a biota aquática sofra estresse, define-se uma faixa ótima que tende ao pH neutro (ESTEVES, 2011).

Estreitamente conectados à produtividade primária e ao aporte de matéria para bacia, estão os sólidos totais, a transparência e a turbidez. Os primeiros são representados por toda matéria presente na água, proveniente de fonte biológica ou não, tendo origem exógena ou endógena à bacia. É um potencial interferente das características de turbidez e transparência, modificando a produtividade primária. Em reservatórios, podem dar indicações da qualidade da água e da origem de elementos poluentes.

Sob um ponto de vista físico, a transparência é função da quantidade de compostos que interferem no caminho ótico da luz, portanto, sofrendo depleção pelo aumento das parcelas minerais e biogênicas constituintes dos sólidos. Sua medida é função da profundidade de desaparecimento do Disco de *Secchi* (ESTEVES, 2011). Essas partículas em suspensão na água, proveniente de sólidos ou flocos de algas e bactérias, também interferem na capacidade de dispersão da luz na água, a transparência (SILVA *et. al.*, 2008). Em condições extremas, esse fenômeno pode bloquear a entrada de luz na água, interferindo na produtividade (MARQUES *et. al.*, 2007). Esses parâmetros são também função os valores desses sólidos, ou flocos, devido à concentração exercida pela água nos meses secos. Essa concentração da água é responsável por aumentar os níveis de sólidos e reduzir a transparência, por exemplo, além de sofrerem

intervenção pelos processos de ressuspensão de sedimentos e de nutrientes (JEPPESSEN et al., 2015).

Além destas, variáveis como oxigênio dissolvido, concentração de nutrientes, DBO, clorofila “a”, riqueza de espécies, transparência de Secchi, temperatura são geralmente utilizados para descrever a qualidade de ambientes aquáticos (TUNDISI e TUNDISI, 2013).

De modo geral, as variações nos valores dessas variáveis, principalmente durante períodos de variação climática (chuvoso ou seco) podem interferir positivamente ou negativamente na qualidade da água, conferindo sabor, cor, substâncias tóxicas ou gerar condições desfavoráveis ao desenvolvimento dos processos biológicos no sistema. O enriquecimento por nutrientes é um importante contributo para essa realidade, visto que a entrada de fósforo ou nitrogênio, por exemplo, através compostos endógenos e exógenos, podem interferir em fatores bióticos e abióticos, causando prejuízos ambientais e econômicos.

A entrada desses dois principais macronutrientes decorre principalmente do lançamento de esgoto *in natura* e dos produtos de atividades agropecuárias nos recursos hídricos de forma que haja uma fertilização do meio aquático e se favoreça o aumento do fitoplâncton e o crescimento de macrófitas, mas também deve-se considerar como fontes a parcela proveniente da decomposição de rochas e de matéria orgânica não gerada pelo homem, além daquilo que é trazido pela água pluvial.

Um desses nutrientes, o fósforo, é essencial para o crescimento biológico (ESTEVES, 2011) e tido como um dos possíveis limitantes dessa produção fitoplanctônica, aliado ao nitrogênio (Han *et al.*, 2018). Naturalmente, o fósforo pode se apresentar como produto das reações de dissolução dos solos e da decomposição da matéria orgânica (VON SPERLING, 2005). Também ocorre em águas residuais e industriais, sob a forma de fosfatos (APHA, 2012). É conveniente, para a avaliação de lagos naturais ou sob processo de antropização que esse nutriente seja investigado sob forma de fósforo total, por representar o somatório das porções particulada e dissolvida ou sob forma de fosfatos, tendo em vista ser a forma mais facilmente assimilável (ESTEVES e PANOSSO, 2011).

Dos ciclos biogeoquímicos, o ciclo do fósforo é um dos que mais teve intervenientes humanos nas últimas décadas (CONLEY, 2000). Resíduos domésticos enriquecidos com complexos saponáceos são os principais contribuintes para esse cenário.

Esse elemento pode estar dissolvido na coluna d’água ou armazenado nos sedimentos e, ainda, pode passar por processos de ressuspensão, devido a ação de diversos fatores como o vento, a redução de volume de água devido a episódios de seca, a ação de peixes bentívoros e

a ocorrência de fenômenos de ressurgência. Isso pode fazer a refertilização da zona pelágica e contribuir para a intensificação do processo de eutrofização (COSTA *et. al*, 2016).

O manejo em torno desse elemento, em termos de redução de lançamento na coluna d'água, é de certa forma facilitado, tendo em vista que seu ciclo não estabelece ligações diretas com a atmosfera, diferente de outros nutrientes. Assim, a detecção de fontes emissoras é mais viável (BARROS, 2013).

Da mesma forma que o fósforo, o nitrogênio pode estar associado ao fenômeno de eutrofização. Esse elemento é o que está presente em maior abundância na atmosfera, hidrosfera e atmosfera global. Está presente em todos os organismos, por integrar as proteínas, entretanto encontra-se pouco disponível para os seres vivos por estar majoritariamente na forma molecular (N_2), o que é energeticamente mais dispendioso para a quebra das ligações químicas (GALLOWAY *et. al*, 2003).

Segundo Galloway *et al.* (2003), as atividades humanas mais que dobraram a produção de nitrogênio nas últimas décadas. Descrevem que entre os principais motivos estão a produção de fertilizantes (para culturas de arroz e legumes, por exemplo), a queima de combustíveis fósseis e as atividades industriais (ELSER *et. al*, 2009).

Embora também seja caracterizado como um nutriente limitante, alguns autores consideram que não deveria sê-lo. Investigações de Santoro e Enrich-Prast (2011) apontam que os organismos do meio aquático devem ser capazes de fixar o nitrogênio atmosférico em formas biodisponíveis, como alguns organismos do fitoplâncton. Contudo, existem fatores que podem limitar essa fixação, como a disponibilidade de carbono, de oxigênio, o pH, a salinidade, a luz e a temperatura. A regulação desse elemento na água ocorre principalmente pelos processos bacterianos envolvidos em sua ciclagem (KLOTZ e STEIN, 2008).

Outro aspecto limnológico importante para avaliar a qualidade da água é o oxigênio dissolvido. Do ponto de vista da ecologia, o oxigênio é fundamental para a respiração dos organismos inseridos no meio aquático, pois uma parte é exclusivamente aeróbia. Como parâmetro indicador de qualidade, pode indicar o aporte de material orgânico na bacia (proveniente de fontes poluidoras) e a assimilação de elementos naturais em decomposição nos reservatórios (macrófitas), tendo em vista que a atividade microbiana consome certo montante de oxigênio para processar essa matéria, causando sua redução no meio.

A relação é proporcional, quanto maior o volume de material orgânico disponível no meio ou proveniente de fontes exógenas, influenciado pelo regime de chuvas, maior é a quantidade de microrganismos e maior será sua depleção para assimilação desse material pelos organismos. Em condições extremas, os valores muito baixos, ou sua ausência, começa a afetar

negativamente a biota (VON SPERLING, 2005). Porto *et. al* (1991) indicam que concentrações em torno de 5mg/L já eliminam peixes mais exigentes do ambiente, próximo a 2mg/L tem-se que praticamente todos os peixes morrem e em 0mg/L instaura-se a anaerobiose. É ideal que a concentração de oxigênio esteja ente 8 mg/L e 10 mg/L para que um corpo hídrico seja considerado limpo.

Entretanto, considera-se que os valores de oxigênio dissolvido podem variar em função da temperatura, irradiação solar, altitude, profundidade, período climático, intensidade de ventos e sais dissolvidos na água, favorecendo o seu aumento ou a sua redução. Pode-se também considerar que em ambientes eutrofizados exista uma variação entre camadas e dentro de uma mesma camada. Como exemplo, em ambientes hipereutróficos a camada superficial pode variar desde a supersaturação à ausência de oxigênio (VON SPERLING, 2005). A estação seca também pode favorecer a aumento da concentração de oxigênio tendo em vista maior período de insolação, o que faz aumentar a intensidade de produção de organismos fotossintetizantes (FULAN, DAVANSO e HENRY, 2009), períodos de alta velocidade de ventos também contribuem positivamente para as concentrações no meio aquático.

Intimamente ligado à disponibilidade de oxigênio dissolvido, estuda-se a demanda bioquímica de oxigênio, que é a medida do consumo de oxigênio para degradar a matéria orgânica. É também indicador de poluição, pois a de redução do oxigênio dissolvido pode ocorrer devido à poluentes orgânicos no meio, favorecendo a extinção de organismo aeróbios, afetando a estruturado do ecossistema e interferindo nas relações tróficas (CUNHA e FERREIRA, 2006). As diferenças climáticas podem modificar a percepção do comportamento dessa variável, em um primeiro momento de chuvas a aporte de matéria pode ser elevado, tendo como consequência a elevação da DBO₅. Isso também pode ser percebido pela inundação de áreas maiores, o que faz com que restos vegetais precisem ser assimilados. A partir de dado momento pode haver então a diluição pelo volume aportado no reservatório, reduzindo esses valores. O período seco também pode resultar em maiores valores de DBO₅ pois podem concentrar, através dos fenômenos de evaporação, os poluentes ou matéria orgânica que precisa ser assimilada (VASCO *et al.*, 2011).

As fontes antropogênicas de matéria orgânica podem também afetar a presença de material fecal no corpo hídrico. Diz-se que a concentração de bactérias na água é proporcional à quantidade de bactérias intestinais patogênicas lançadas por esgotos sem o devido polimento (BIER, 1985).

O grupo de coliformes é o principal indicador dessa contaminação fecal, pois habita o intestino de mamíferos, onde se inclui o homem. Esse grupo é formado pelos gêneros

Escherichia, *Citrobacter*, *Enterobacter*, *Klebsiella*. Esses grupos, embora causadores de determinadas doenças, exercem papel fundamental na decomposição da matéria orgânica.

Estes grupos são vulneráveis a determinados parâmetros. Tendências a um pH básico, por exemplo, pode indicar a redução de da quantidade de táxons bacterianos percebidos em um ambiente (NASCIMENTO et al., 2016), as reações de oxidação em decorrência da fotossíntese também podem contribuir para essa redução (FEITOSA, 2011), bem com a exposição à radiação UV (HIJNEN, BEERENDDONK e MEDEMA, 2006). Por outro lado, partículas como sólidos totais e aspectos como turbidez e matéria orgânica podem servir como barreiras à ação da luz, contribuindo para que esses microorganismos se protejam da ação da radiação (DANIEL, 2001).

Outra maneira de verificar a qualidade da água é através dos estudos de concentração de clorofila “a”. Este composto está diretamente relacionado à biomassa algal. Dessa forma, é o indicador mais utilizado para pesquisas sobre eutrofização por dar uma medida indireta da densidade da população fitoplanctônica.

A clorofila divide-se nos tipos “a”, “b”, “c” e “d”, sendo a clorofila “a” mais utilizada para estudos de ecossistemas aquáticos (CETESB, 1990). Ela é o principal composto responsável pela produção de oxigênio através do processo de fotossíntese, sendo sua concentração diretamente proporcional ao montante de oxigênio produzido. Pinheiro (2006) indica que os valores de clorofila a são diretamente proporcionais à disponibilidade de nutriente, pois essa disponibilidade é influenciada pela assimilação desses nutrientes pelo fitoplâncton, favorecendo a intensidade da atividade fotossintética.

Wetzel (2001) esclarece ainda que, embora seja comum que a concentração de clorofila seja proporcional à densidade de microalgas, como já referenciado, esses valores podem variar independente dessa biomassa, em resposta à variáveis como intensidade luminosa e espécies componentes da assembleia de fitoplâncton. É importante também esclarecer que esse composto se degrada rapidamente quando em células mortas.

O fitoplâncton² é uma classificação artificial, composto por seres eucariontes (microalgas) e procariontes (cianobactérias) autotróficos, portadores de clorofila. Comumente, estão dispersos na coluna d’água e, sem possuir estruturas para locomoção, são errantes, sofrendo influência da dinâmica hídrica. Esses organismos geralmente são unicelulares, representados por filamentos, ou se organizam em forma de colônias amorfas ou cenóbios. Também, possuem estruturas de regulação para controlar sua posição em busca do melhor aproveitamento de luz

² Sob o ponto de vista evolutivo, o grupo inclui as cianobactérias, mais relacionadas às bactérias que às algas (LEE, 2008).

do sol (i. e. flagelos, vacúolos de gás, aumento da relação superfície/volume (FERNANDES *et. al*, 2005; REYNOLDS, 2006). Em sua maioria, possuem não somente a clorofila “a”, mas também carotenóides e biliproteínas. Contudo, apenas a clorofila é comum a todos os grupos taxonômicos.

Esteves (2011) destaca que, para os corpos lênticos, o fitoplâncton é o produtor primário de maior relevância, contribuindo para a inclusão do carbono em sua biomassa, pelos processos fotossintéticos. O processo de crescimento é interferido, entretanto, pela disponibilidade de nutrientes (macro e micro), radiação solar, temperatura, concentração de oxigênio e processos tróficos em relação ao zooplâncton (REYNOLDS, 2006).

A comunidade fitoplanctônica é a primeira ligação na cadeia alimentar, por esse fator, alguns índices e valores específicos são estabelecidos tendo como base esse grupo (WETZEL, 2001). Como a maioria dos organismos microscópicos, graças ao seu tamanho e a facilidade de dispersão, possuem propágulos em praticamente todos os ambientes, mas sofrem interferência das características físicas e químicas do meio (REYNOLDS, 2006). Mudanças desses organismos ocasionadas por variações ambientais permitem inferir que constituem um bom indicador da qualidade de água e também sobre o estado ecológico do sistema, principalmente aquelas que interferem em seu breve ciclo de vida (4 a 5 dias). Uma série de caracterizações sobre um corpo hídrico pode ser levantada usando como critério as mudanças decorrentes de distúrbios de origem antropogênica nos atributos estruturais dessa comunidade.

Entre os nutrientes interferentes na produção algal, o nitrogênio, o silicato e o fósforo são os principais. O nitrogênio pode ser caracterizado como limitante, se em concentrações baixas, como já referido em tópicos anteriores. Importante para a síntese protéica e de enzimas, esse componente é mais facilmente absorvido sob forma de nitrato (NO_3^-), pois requer menos energia para o processo (REYNOLDS, 2006; TREVISAN e FORSBERG, 2007).

Para lagos e reservatórios tropicais, a temperatura, geralmente acima dos valores de referência de regiões temperadas, pode não ter efeitos significativos sobre a variação do fitoplâncton (Borges, 1998). Ainda, a limitação pode ocorrer pela luz, devido a baixas condições de irradiação solar e de turbidez, interferindo no crescimento (LIND *et. al*, 1992).

Odum (1988) esclarece que a presença de muitos organismos pertencentes a poucas espécies indica a influência de cargas poluentes incidindo sobre o meio. Ao passo que muitas espécies com poucos organismos ou com uma quantidade equilibrada de organismos podem indicar que o meio foi menos impactado. O conteúdo biológico desses levantamentos florísticos permite armazenar informações além da avaliação química ou física, que pode não ser suficiente, por representar apenas o momento da amostragem. Isso significa que a inserção de

elementos tóxicos no sistema pode não ser percebido através do estudo de determinadas variáveis no momento da coleta, mas pode ser verificado pelas mudanças nessa comunidade ao longo do tempo (LOBO *et. al*, 2002).

Cassol *et. al* (2017) estudaram o efeito de reservatórios arrançados em cascata ao longo de um rio, com foco na comunidade fitoplanctônica, em termos horizontais e verticais. Diferenças no padrão da comunidade foram observadas em termos temporais, evidenciando que as espécies se distribuíam de forma homogênea tanto vertical quanto horizontalmente. Diferenças significativas foram percebidas nos valores de fósforo, turbidez e riqueza. Isso pode indicar que esses reservatórios, pelas considerações dos autores, têm certa capacidade de absorção das cargas poluentes, devido à influência desses grupos.

Vicentin e colaboradores (2018) realizando um estudo horizontal em nove pontos de monitoramento em um reservatório de São Paulo, usando índices específicos, verificaram que a comunidade indicou a qualidade da água – e o potencial ecológico do sistema – como ruim. Essa qualidade foi comprometida principalmente devido à densidade das espécies que colonizaram o reservatório. Os autores verificaram que a condição de degradação instaurada no entorno do reservatório contribuiu para um grande aporte de nutrientes e, conseqüentemente, para a floração algal. Do grupo, as mais expressivas foram as cianobactérias, principalmente da espécie *Aphanizomenon gracile*, podendo se relacionar com a capacidade adaptativa dessa espécie em ambientes eutrofizados.

Batista e Fonseca (2018) monitoraram, por um ano, a região central de um lago no Distrito Federal, em seis profundidades. A qualidade do lago variou de mesotrófico para oligotrófico durante o estudo. Ainda foi constatado que dos 94 táxons encontrados, alguns tinham potencialidade para conferir odor e sabor à água, como diatomáceas e cianobactérias. Ainda foi inferido que havia tendência do grupo de cianobactérias de migrarem para a região superficial da água. A presença de *Aphanocapsa* e *Planktolyngbya* apresentou forte indicativo da necessidade de monitoramento em relação às cianotoxinas. A análise química também permitiu concluir que, devido às menores concentrações, o fósforo atuou com nutriente limitante para o estudo. Se comparado com estudos anteriores, algumas espécies anteriormente encontradas (*Cylindrospermopsis raciborskii* e *Microcystis aeruginosa*) não foram observadas nem em análises preliminares/qualitativas. Isso indica que os afluentes do reservatório podem atuar como inóculos dessas espécies e, em condições favoráveis ao desenvolvimento das mesmas, elas voltam a se expressar.

O zooplâncton compõe uma comunidade estratégica para os fluxos de massa e energia no ecossistema, orientando o sentido principal das teias tróficas. Mantém relação direta com a

comunidade de fitoplâncton, produtora, e pode refletir as mudanças estruturais provenientes deste nível. Da mesma forma que o fitoplâncton, pelo seu curto ciclo de vida, esse grupo reflete os pulsos poluidores durante e após sua ocorrência. Além disso, também está vinculado ao nível trófico que abriga a ictiofauna (ESKINAZI-SANT'ANNA *et. al*, 2007). Os mesmos autores ainda destacam que constituem uma importante comunidade para a compreensão da eutrofização, principalmente sobre os efeitos das cianobactérias sobre os demais níveis tróficos.

Estudos de Esteves e Sendacz (1988) perceberam a abundância de determinados copépodes, rotíferos e cladóceros quando altos níveis de eutrofização são verificados. Ao contrário, quando a qualidade da água melhora, percebe-se a preponderância de calanóides e do cladócero *Daphnia*. Nesse sentido, também se percebe que a abundância de determinados componentes desta comunidade pode ser usada como um bom indicador, se associado a outros parâmetros limnológicos, da qualidade da água.

O zooplâncton sofre influência de fatores bióticos e abióticos, atuantes concomitantemente ou agindo de forma isolada. Dentro os principais fatores, destaca-se a predação, a competição, a temperatura, a qualidade da água e a disponibilidade de nutrientes (SERAFIM-JUNIOR, 2010). A disponibilidade de nutrientes altera a composição do fitoplâncton e afeta diretamente a composição específica do zooplâncton. Em períodos de chuva, quando a bacia é drenada, o aporte de esgotos e processos de lixiviação podem favorecer o aparecimento de cladóceros (BENNENDORF *et. al.*; LANDA *et. al*, 2002).

O zooplâncton não é um consumidor direto do montante de nutrientes provenientes da eutrofização, mas indiretamente através daquilo que é consumido pelo fitoplâncton (PINTO-COELHO *et. al.*, 1999). A literatura demonstra que o aumento do estado trófico da água é diretamente proporcional ao aumento da densidade dessa comunidade. Contudo, quando certa densidade de cianobactérias se desenvolve na água, e estas se tornam maioria, percebe-se declínios na população zooplânctônica devido à baixa palatabilidade dessas espécies (BRITO *et. al*, 2011). Por outro lado, também se constata que isso não ocorre com todas as espécies de zooplâncton, visto que essas colônias de cianobactérias podem ser utilizadas por determinados grupos zooplânctônicos para se sobressaírem sobre outros, com é o caso de espécies do gênero *Notodiaptomus* (Calanoida) e *Daphnia* (Cladócera), como uma forma de vantagem adaptativa (PANOSSO *et. al*, 2003).

3. 5 Indicadores de qualidade da água

Diversos são os parâmetros limnológicos que podem ser relacionados a fim de que se indique determinado nível de qualidade de água. É útil, entretanto, que esses indicadores sejam representados por índices que informem, mais precisa e didaticamente, como a água está classificada. Em geral, um índice serve para nortear ações de gestão e gerenciamento na bacia. Esses índices e indicadores geralmente se baseiam em modelos estatísticos e relações entre parâmetros físicos, químicos e biológicos. Von Sperling (2005) pontua que esses índices dão referências de como está a toxidade ou a biodiversidade de um corpo hídrico e não necessariamente funcionam como um instrumento de gestão, mas sim de comunicação/informação. A escolha da aplicação de um índice de qualidade deve considerar os usos a que se destina o recurso hídrico que se quer estudar e que informações se deseja reunir sobre sua qualidade (MENEZES *et. al*, 2010).

Diversos índices foram sistematizados por diferentes pesquisadores. O Portal de Qualidade das águas, vinculado ao sítio eletrônico da Agência Nacional de Águas (ANA), reúne os principais índices aplicados no Brasil, como:

- a. Índice de Qualidade das Águas (IQA);
- b. Índice de Qualidade da Água Bruta para fins de Abastecimento Público (IAP);
- c. Índice do Estado Trófico (IET);
- d. Índice de Contaminação Por tóxicos;
- e. Índice de Balneabilidade (IB);

Para estruturar este trabalho, serão abordados o Índice de Qualidade das Águas e o Índice de Estado trófico, devido sua extensa disponibilidade na literatura.

3.5.1 Índice de Qualidade das Águas (IQA)

O índice de qualidade das águas é produto de estudos do *National Sanitation Foundation*, nos Estados Unidos, em 1970. Adaptações da Cetesb (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo) permitiram incorporar 09 parâmetros para avaliar a qualidade de águas para o abastecimento público (CETESB, 2012; OLIVEIRA JUNIOR *et. al*, 2013). O IQA relaciona oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, coliformes termotolerantes, nitrogênio total, fósforo total, sólidos totais, pH, turbidez e temperatura.

O índice é resultado de um produtório (Equação 01) onde, para cada parâmetro, é atribuído um peso relativo que permite indicar a interferência de esgotos sanitários, materiais

orgânicos e nutrientes. O maior peso relaciona-se à concentração de oxigênio dissolvido na água, tendo em vista que esse parâmetro reflete diretamente na biota do reservatório e estabelece relações com outros parâmetros (ANA, 2016).

$$IQA = \prod_{i=1}^n qi^{wi} \quad \text{Equação 01}$$

Em que:

qi = valor de qualidade do parâmetro i , através de equação ou curva em função de sua concentração ou medida;

wi = peso atribuído a um parâmetro em função de seu grau de influência para a qualidade da água.

De modo geral, o resultado do modelo varia em uma escala de 1 a 100 e pode ser enquadrado nos níveis ilustrados na Tabela 02, em função dos valores medidos e da influência que estes valores geram na qualidade da água.

Tabela 2 - Faixa de classificação do IQA.

Nível	Cor	Faixa de aplicação
Ótimo		$80 \leq IQA \leq 100$
Bom		$52 \leq IQA \leq 80$
Aceitável		$37 \leq IQA \leq 52$
Ruim		$20 \leq IQA \leq 37$
Péssima		$0 \leq IQA \leq 20$

Fonte: Adaptado de Cetesb (2012).

3.5.2 Índice de Estado Trófico

O índice de estado trófico visa classificar a realidade de um ecossistema em relação ao seu estado de nutrição e pode refletir o estado de eutrofização de um corpo hídrico. Isso pode ser relacionado às possíveis consequências dessa eutrofização num ambiente. Os índices, entretanto, são uma forma didática (especialmente para o público geral) de representar a evolução do estado trófico de um ecossistema hídrico, devendo, portanto, serem complementados por outros estudos ambientais que façam uma análise sistemática do objeto de estudo. Daí a importância da criação de séries históricas e sua correlação com fenômenos ambientais, históricos, sociais, econômicos e urbanísticos. Sob a concepção de Lamparelli (2004), os índices traduzem que o processo de eutrofização antrópica não é inexorável, pode variar entre os melhores e piores níveis.

A eutrofização pode causar diferentes prejuízos e a sua identificação e predição pode favorecer a implementação de técnicas de manejo que promovam a recuperação do ecossistema ou da bacia em sua totalidade. Estudos de monitoramento, embora onerosos, facilitam os procedimentos de recuperação (VON SPERLING et al., 2008). Esse monitoramento inclusive, é atribuição legal dos componentes da administração pública, tendo em vista que devem zelar pela melhoria e proteção da qualidade ambiental (BRASIL, 1997).

No Brasil, e especialmente no semiárido, há necessidade de entendimento dos processos de degradação de sistemas aquáticos, inclusive lagoas sobre influência urbana. Essa realidade é ainda mais severa, quando se estudam os processos de degradação de ecossistemas urbanos na região metropolitana de Fortaleza, devido ao intenso processo de ocupação desordenada (VASCONCELOS, 2005). Isso, somado ao descumprimento da legislação urbanística e ambiental, à falta de fiscalização podem contribuir ainda para o desaparecimento desses ecossistemas.

O desenvolvimento de índices que representem o grau de trofia de um ecossistema aquático passou pelo crivo de diferentes pesquisadores até ser adequado às condições de regiões tropicais. As equações propostas por Carlson (1977), em umas das primeiras tentativas, relacionavam as concentrações de fósforo total, clorofila e as medições da transparência de Secchi na tentativa de diagnosticar a qualidade da água. Uma restrição do modelo, contudo, esclarece Leal (2006), é ter sido desenvolvido para regiões temperadas. Em função disso, estimularam-se adaptações visando a adequação às regiões tropicais.

Isso foi necessário, porque, em geral, a temperatura nas zonas tropicais é mais alta, fazendo com que a atividade fitoplantônica seja favorecida, consumindo uma maior quantidade de nutrientes disponíveis na água. Esse fenômeno interfere diretamente no ciclo de nutrientes, fazendo com que a capacidade de assimilação dos lagos seja maior que em ambientes mais frios (ESTEVES, 2011).

Após isso, Toledo Jr. *et. al* (1984) relacionaram os parâmetros fósforo total, fosfato inorgânico e clorofila a, em uma adaptação do modelo de Carlson (Quadro 02). Os autores evidenciaram a influência da temperatura e da variação climatológica para as diferentes respostas dos organismos.

Quadro 2 – Equações de Toledo Jr. e colaboradores (1984).

IET	Toledo Jr. <i>et al.</i>
IET (S)	$10.[6-(0,64+\ln(S)/\ln 2)]$
IET (PT)	$10.[6-((8,32/PT)/\ln 2)]$
IET (Cla)	$10.\{6-[2,04-0,95.(\ln Cla)]/\ln 2\}$

IET(PO1)	$10. \{6 - (\ln 21,67/PO4)/\ln 2\}$
IETm	$IET(s) + 2. \{IET(PT) + IET(Cla) + IET(PO4)\} / 7$

Fonte: Autor, 2020.

Posteriormente, Salas e Martino (2001) desenvolvem um modelo simplificado para o fósforo com dados da América Latina e do Caribe. O índice de Lamparelli (2004) é o seguinte nessa linha, relacionando fósforo total, clorofila a e a transparência, expresso nas equações (2, 3 e 4), adaptados para reservatórios. A autora, corroborando uma série de afirmações de Carlson (1977), ainda implementou uma discussão sobre a inclusão da medida de transparência como parâmetro para avaliar a eutrofização. Segundo esses dois autores, a transparência pode sofrer interferência de material inorgânico suspenso, favorecendo ou não a produtividade primária. Isso faz com que a transparência nem sempre apresente uma relação linear com a clorofila a.

$$IET(S) = 10. (6 - ((\ln S)/\ln 2)) \quad \text{Equação 02}$$

$$IET(CL) = 10. (6 - ((0,92 - 0,34. (\ln CL)/\ln 2)) \quad \text{Equação 03}$$

$$IET(PT) = 10. (6 - ((1,77 - 0,42. (\ln PT)/\ln 2)) \quad \text{Equação 04}$$

Em que:

S é a profundidade medida a partir do Disco de Secchi, em m;

CL é a concentração de clorofila a, em $\mu\text{g.L}^{-1}$;

PT é a concentração de fósforo total, em $\mu\text{g.L}^{-1}$.

É comum que o Índice de Estado Trófico, utilizando a perspectiva de Lamparelli (2004), seja a média aritmética dos valores de cada índice calculado separadamente, podendo ser relacionado em diferentes níveis a partir dos resultados desses cálculos (Tabela 03). Também é válido ressaltar que a Cetesb (2012) recomenda que, devido à interferência resultante de material mineral, dependendo do caso em estudo, o IET seja determinado apenas em função do fósforo total e clorofila a.

Tabela 3 - Classificação do IET de Lamparelli.

ESTADO TRÓFICO	PONDERAÇÃO	SECCHI (m)	P TOTAL (mg/m^3)	CLOROFILA A (mg/m^3)
Ultraoligotrófico	$IET \leq 47$	$S \geq 2,4$	$P \leq 8$	$CL \leq 1,17$
Oligotrófico	$47 < IET \leq 52$	$2,4 > S \geq 1,7$	$8 < P \leq 19$	$1,17 < CL \leq 3,24$

Mesotrófico	$52 < IET \leq 59$	$1,7 > S \geq 1,1$	$19 < P \leq 52$	$3,24 < CL \leq 11,03$
Eutrófico	$59 < IET \leq 63$	$1,1 > S \geq 0,8$	$52 < P \leq 120$	$11,03 < CL \leq 30,55$
Supereutrófico	$63 < IET \leq 67$	$0,8 > S \geq 0,6$	$120 < P \leq 233$	$30,55 < CL \leq 69,05$
Hipereutrófico	$IET > 67$	$0,6 > S$	$233 < P$	$69,05 < CL$

Autor: Adaptado de Cetesb (2012).

Ainda diante da necessidade de uma adaptação de índices para a realidade do semiárido, mais recentemente, Rolim et al. (2019) , reunindo dados de 18 reservatórios da bacia do Banabuiú, propuseram um índice de estado trófico considerando esta condição, denominado Índice de Estado Trófico do Semiárido (IET_{SA}) (Equação 05). A proposta de índice para a região considerou o produtório dos valores de qualidade das três variáveis mais importantes para estudos tróficos em reservatórios, fósforo total, clorofila *a* e transparência, e reveste-se de importância devido cosnierar a alta incidência luminosa, altas temperaturas, configuração chuvosa e, principalmente, à recorrência de águas confinadas em açudes, diferenciando das outras particularidades a partir das quais os índices supracitados foram desenvolvidos. Este último fator, capacidade de confinamento, pode interferir no tempo de detenção da água e gerar boas condições para a produtividade primária e decomposição da matéria orgânica, reduzindo a qualidade do sistema (FERREIRA, 2008; ROLIM, 2016).

$$IET_{SA} = q_{Pt}^{0,330} \cdot q_{Cla}^{0,332} \cdot q_{Transp}^{0,338} \quad \text{Equação 05}$$

Onde:

q = classe de qualidade á água em relação a uma determinada variável (fósforo, clorofila *a* ou transparência), variando de 0 a 100;

Pt = Fósforo Total (mg.L^{-1});

Cla = Clorofila *a* ($\mu\text{g.L}^{-1}$);

Transp= Transparência da água

A partir do banco de dados disponível nas investigações de Rolim (2016), foram estabelecidas quatro classes de níveis tróficos, semelhantes às de Lamparelli (2004), mas com alterações nos limites de valores para cada classe (Oligotrófico, Mesotrófico, Eutrófico e Hipereutrófico) (Tabela 04). Na interpretação adotada, a autora discute que a qualidade das variáveis é representada por um número admensional de 0 a 100, indicando que, quanto melhor

o valor de qualidade de uma variável, mais próximo de 0 ele está. Assim, a pior qualidade estava na faixa de valores entre 80 – 100, hipereutrófico. Ainda adiciona que, se comparados com a Resolução CONAMA 357/2005, os valores de qualidade $q=60$ estariam dentro dos limites de padrão de consumo. Acima disso, a qualidade já é tida como ruim, onde se percebe algumas consequências da eutrofização, ou seja, a variável está fora dos padrões indicados pela legislação.

Tabela 4 - Classificação do Índice de Estado Trófico do Semiárido

Níveis tróficos	Fósforo (mg.L^{-1})	Clorofila(mg.L^{-1})	Transparência (m)	IET _{SA}
Oligotrófico	0,01-0,013	0,02-3,36	2,80-1,20	0-40
Mesotrófico	0,013-0,036	3,36-11,01	1,20-0,70	40-60
Eutrófico	0,036-0,064	11,01-31,31	0,70-0,50	60-80
Hipereutrófico	0,064-0,29	31,31-98,79	0,50-0,30	80-100

Autor: Rolim (2016).

Cada classe de estado trófico, de ambas as autoras, pode ser relacionada às respectivas características ambientais em relação à evolução do enriquecimento por nutrientes do ecossistema e as consequências desse fenômeno. Gomes (2017) reúne essas características a partir de trabalhos da Cetesb (2012) e Lamparelli (2004), expressos no Quadro 3.

Quadro 3 - Significado ambiental de cada nível de estado trófico.

Nível de estado trófico	Características
Ultraoligotrófico	Águas limpas, produtividade e concentração de nutrientes muito baixas que não acarretam prejuízos aos usos da água.
Oligotrófico	Águas com presença de nutrientes, mas produtividade ainda baixa, não ocorrem interferência aos usos da água, pouco impactado.
Mesotrófico	Ecossistema com produtividade intermediária com alterações aceitáveis na qualidade de água.
Eutrófico	Ecossistema com alta produtividade em relação às condições naturais ou originais. Há redução da transparência e perceptível influência antrópica, ocorrendo alterações indesejáveis na qualidade de água em consequência do aumento da concentração de nutrientes, havendo prejuízo aos usos múltiplos.
Supereutrófico	Mesmas características do nível anterior, com os efeitos agravados pela ocorrência de episódios de florações de algas e maiores interferências nos usos múltiplos.

Hipereutrófico

Corpos hídricos afetados significativamente pela alta concentração de nutrientes e de matéria orgânica, comprometimento acentuado nos seus usos, além de florações de algas pode ocorrer mortandade de peixes com consequências aos usos múltiplos, inclusive sobre atividades agropecuárias.

Autor: Adaptado de Gomes (2017).

Von Sperlling (2005) ainda adiciona que, para uma classificação mais completa sobre o estado trófico, é necessário que sejam estudados não somente os aspectos físicos, químicos e biológicos. Também deve-se manter enfoque nas relações ecossistêmicas que se estabelecem nesses ambientes, nas características sanitárias do entorno, na morfologia e em outros aspectos que favorecem esse cenário. Isso pode ser estudado através da análise de uso e ocupação do solo, do monitoramento contínuo e da aplicação de técnicas estatísticas que identifiquem como os dados estão relacionados.

3.6 A Barragem do Rio Maranguapinho

A barragem do rio Maranguapinho está localizada na porção nordeste do estado do Ceará, no sistema de bacias metropolitanas. Oficialmente denominada Barragem Maracanaú, faz fronteira com os municípios de Maranguape e Maracanaú. Essa barragem localiza-se no rio principal, Maranguapinho, e recebe contribuições de mais dois riachos: Tangueira e São Bento. O sistema constitui um dos principais afluentes do rio Ceará. O alto e o médio cursos da bacia hidrográfica do rio Maranguapinho são influenciados por barramentos que se destinam à irrigação de culturas de subsistência, como banana e milho. É importante ressaltar que seu regime é intermitente, dependendo da pluviometria da região (MAIA, 2011). De forma geral, a bacia reflete formas de usos e ocupação irregulares, o que contribui para sua degradação ambiental. Isso se deve ao fato da disponibilidade de recursos naturais, que favoreceram a implementação de atividades de dessedentação animal, lazer, descarte clandestino de efluentes, uso industrial e áreas de extração de sedimentos para a construção civil (MAIA, 2015).

Essa degradação ambiental e os conflitos sociais lá existentes favoreceram certa vulnerabilidade à população ocupante dessa zona, em especial a de áreas de alagamento. Em decorrência disso, obras de requalificação começaram a ser implementadas em todo o curso do rio (MAIA, 2015). Entre outros aspectos, as obras visavam promover a qualidade da água do rio e proteger a população, especialmente a de baixa renda, da influência do período de cheias.

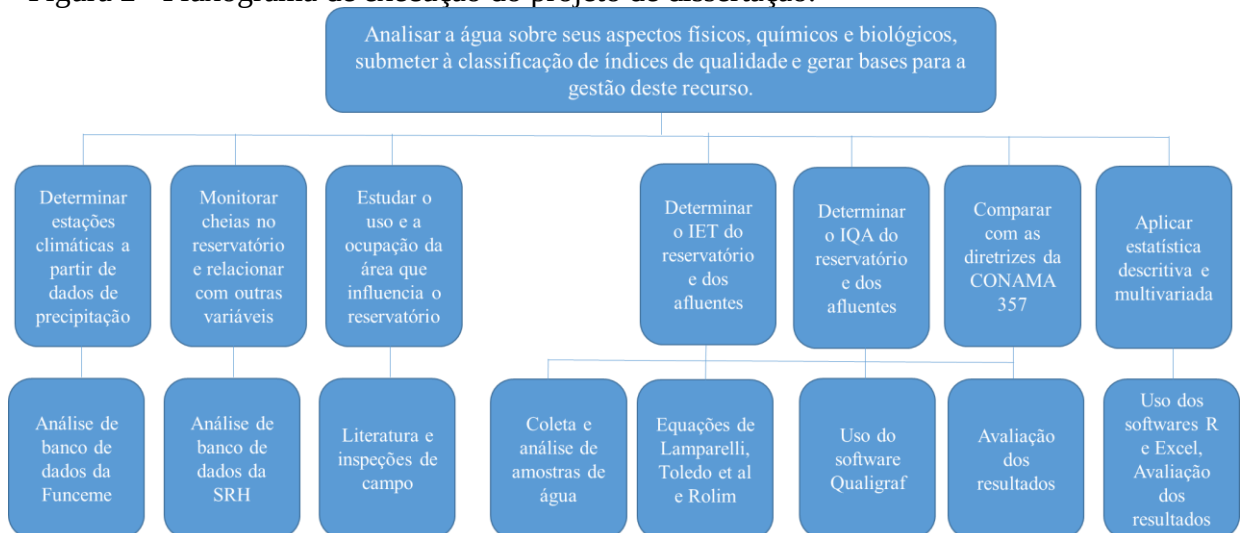
As intervenções urbanas consequentes disso, reunidas em um projeto denominado PROMURB, foram responsáveis pela criação da barragem do Maranguapinho.

Para abrigar o lago, escolheu-se uma área antes utilizada para pasto para produção leiteira. Essa região representava o local com menor quantidade de intervenientes em termos de infraestrutura. Na margem direita do barramento, ainda se localiza o aterro sanitário de Maracanaú (ENGESOF, 2008). Ressalte-se ainda que, devido à capacidade de contenção do reservatório, estimada em 9,35 hm³ (*op. cit.*), há possibilidade de utilização para abastecimento.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

O desenvolvimento deste trabalho compreendeu os procedimentos de rotinas experimentais (campo e laboratório). A Figura 2 ilustra o fluxograma da pesquisa. Os procedimentos foram orientados para a aquisição de dados que permitissem analisar a evolução da condição da qualidade de água, ao longo do sistema, sob a influência dos tributários, como consequência do processo de uso e ocupação do solo e das relações ecossistêmicas que se desenvolveram no reservatório.

Figura 2 - Fluxograma de execução do projeto de dissertação.



Fonte: Autor (2020).

O caminho que orientou a pesquisa perpassa por: delimitação caracterização da área de estudo, levantamento e análise do referencial teórico sobre os aspectos estudados, seleção,

coleta e amostragem de 16 parâmetros, análises laboratoriais, investigações ecossistêmicas e verificação da influência na área, estudo dos parâmetros climáticos e integração dos dados.

4.1 Caracterização da área de estudo

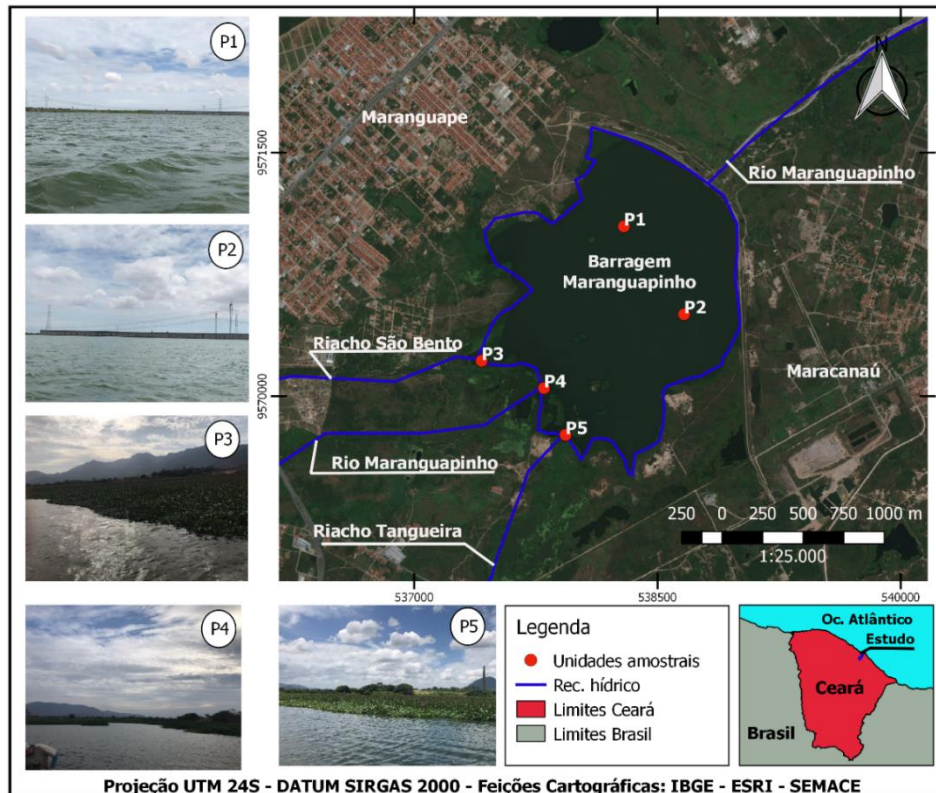
A delimitação da área de estudo se deteve ao reservatório e aos três principais afluentes, sob influência dos municípios supracitados, localizados entre o médio e o alto cursos do rio (Figura 3). Nessa delimitação, foram determinados 05 pontos de monitoramento (Tabela 4). Os pontos 01 e 02 estão sob influência da área de calmaria do reservatório, com características que se aproximam da zona lântica. Esses pontos localizam-se em zonas de maior profundidade, no centro do reservatório, estando o ponto 02 mais próximo do vertedouro da barragem. Já o grupo de pontos 03, 04 e 05 (Riacho São Bento, Rio Maranguapinho e Riacho Tanguera, respectivamente) representam a entrada de cada um dos tributários que abastecem o reservatório, assemelhando-se a uma região com características lólicas. Esses pontos se localizam em zonas de menores profundidades e maior proximidade com as margens de cada um dos afluentes.

Tabela 5 - Localização das unidades amostrais.

Ponto	Coordenadas Geográficas (WGS 84)	
	Latitude	Longitude
P1	3° 52' 50.70" S	38° 39' 18.35" O
P2	3° 53' 8.52" S	38° 39' 6.31" O
P3	3° 52' 53.52" S	38° 39' 39.96" O
P4	3° 53' 19.05" S	38° 39' 37.79" O
P5	3° 53' 32.53" S	38° 39' 30.00" O

Fonte: Autor (2020).

Figura 3 - Mapa de localização das unidades amostrais na barragem do Maranguapinho.



Fonte: Autor (2020).

A escolha da área de estudo se deve, em grande parte, à possibilidade de a mesma ser utilizada como fonte de abastecimento no contexto regional em que o reservatório está inserido.

4.2 Determinação das unidades amostrais e periodicidade

A escolha das unidades amostrais seguiu a compartimentalização proposta no modelo de Thornton *et. al* (1990). Para esses autores, um reservatório pode ser dividido em 03 zonas: de rio, transição e de lago. Esse estudo focou na zona de transição (pontos 3 a 5) e na zona de lago (pontos 1 e 2), onde as relações ecológicas deram indicações sobre o estado geral do reservatório. O estudo realizou um monitoramento de 13 meses (dez./2018, jan. a dez./2019). As coletas foram realizadas no período entre 07:30 e 12:00, com auxílio de um barco a remo.

4.3 Métodos de coleta, transporte, armazenamento

Para a coleta de dados, foram realizadas amostragens mensais nos cinco pontos de coleta distribuídos ao longo da bacia hidráulica do reservatório. Em cada ponto, amostras de água e biológicas foram coletadas superficialmente (~30 cm de profundidade).

O transporte entre as unidades amostrais foi feito com auxílio de embarcação. Os recipientes de armazenamento, de plástico ou vidro, transparentes ou âmbar, passaram pelos tratamentos prévios exigidos em APHA (2012), sendo acondicionados em caixas térmicas com gelo para conservação durante o transporte imediato ao Laboratório de Limnologia e Microbiologia Ambiental – LMA-Lab, do Instituto Federal do Ceará, *Campus* Fortaleza. Para medir a transparência e a temperatura, foram utilizados, respectivamente, um disco de Secchi e um termômetro de mercúrio.

A coleta de fitoplâncton ocorreu através do arrasto horizontal em subsuperfície, por tempo padronizado de 2 min., com rede de plâncton de malha de 20 μm e diâmetro de 30 cm, na área de influência de cada ponto, para análise qualitativa. O material foi acondicionado em frasco âmbar de 250 mL e preservado em formalina tamponada. Para a análise quantitativa, amostras de 1L foram coletadas, preservadas com lugol acético na proporção de 5mL/L, para posterior sedimentação em proveta, por 24 h, e redução de até 20x o volume líquido. (CETESB, 2005).

As coletas de zooplâncton foram realizadas através da filtração de 100 L de material por uma rede de plâncton, de 30 cm de diâmetro e 68 μm de malha. O material concentrado foi transferido a um recipiente, com posterior adição de água gaseificada (para narcotização) e formalina tamponada com rosa bengala (para eutanásia e coloração), na proporção de 1:1.

4.4 Procedimentos de Análises

Os procedimentos de análise das demais variáveis seguiram as metodologias padrões listadas na Tabela 5.

Tabela 6 - Metodologias de análises de dados.

PARÂMETRO	MÉTODO	REFERÊNCIA
Coliformes Termotolerantes	Fermentação em tubos múltiplos com meio A1	APHA, 2012
Oxigênio Dissolvido	Iodométrico – Winkler - Modificação azida	APHA, 2012; Silva e Oliveira, 2002
Sólidos Totais	Gravimétrico	APHA, 2012

Fósforo Total	Digestão ácida com persulfato e pela técnica do ácido ascórbico; espectrofotométrico	APHA, 2012; Silva e Oliveira, 2002
Ortofosfato	Digestão com persulfato e ácido ascórbico; espectrofotométrico	APHA, 2012
Turbidez	Nefelométrico	APHA, 2012
pH	Potenciométrico	APHA, 2012
Demanda Bioquímica de Oxigênio	Frascos Padrões de DBO; Iodometria	APHA, 2012
Nitrogênio Total	Digestão com persulfato; redução de cádmio; espectrofotométrico	APHA, 2012; Silva e Oliveira, 2002
Nitrito	Sulfanilamida-NED - espectrofotométrico	APHA, 2012;
Nitrato	Redução de cádmio; espectrofotométrico	APHA, 2012; Silva e Oliveira, 2002
Clorofila a	Extração com acetona a frio - Espectrofotométrico	APHA, 2012
Transparência	Disco de Secchi	-
Temperatura	Termômetro de mercúrio calibrado	-
Zooplâncton	Identificação por microscopia de campo claro e contagem em câmara de Sedgwick-Rafter	APHA, 2012
Fitoplâncton	Identificação por microscopia de campo claro e contagem em câmara de Sedgwick-Rafter	APHA, 2012

Fonte: Autor (2020).

Aquelas amostras que exigiam, passaram por processamento imediato no laboratório, outras foram preservadas para análise posterior.

Para o fitoplâncton, a identificação, ao menor nível taxonômico possível foi realizada após estudo de chaves dicotômicas (i. e. BICUDO e MENEZES, 2006; *Algae Base*; SANT'ANNA et. al, 2006), com auxílio de microscopia óptica (equipamento Zeiss). Para essa identificação, foi realizada varredura completa, em triplicata. Utilizou-se, para contagem, a câmara de Sedgewick-Rafter (50 x 20 x 1 mm), por campos e faixas, em microscópio invertido, após sedimentação (CETESB, 2005). Foi registrado o número de campos até o montante de 100 indivíduos (células, filamentos ou cenóbios) da mesma espécie, em triplicata.

Os organismos componentes do zooplâncton foram identificados e contados a partir da subamostragem do contingente concentrado, em triplicata, em microscópio invertido e câmara de Sedgewick-Rafter (CETESB, 2002). Os indivíduos foram identificados por chave dicotômicas e também através do *World Register of Marine Species*. O critério de parada para a identificação e contagem foi o montante de 300 organismos. Eventualmente, houve

necessidade de nova concentração das amostras cuja densidade foi baixa. O valor resultante da contagem foi calibrado proporcionalmente ao valor filtrado de 100L. A contagem foi auxiliada por uma câmara de Sedgewick-Rafter.

A determinação da zona fótica foi calculado a partir do triplo da profundidade de extinção de Secchi.

4.5 Determinação do IQA e do IET

Os valores do IET foram determinados pela média aritmética dos resultados obtidos a partir da aplicação das equações 02, 03 e 04, do modelo de Lamparelli (2004), função da profundidade de Secchi e das concentrações de fósforo total e clorofila “a”. Comparativamente, foram utilizados também os modelos de Toledo Júnior et al. (1984) e Rolim (2016).

Os valores do IQA foram calculados por meio do programa *Qualigraf*.

4.6 Análises estatísticas

As análises estatísticas (descritiva e multivariada) e a apresentação de dados foram realizados com auxílio do *Software R*, em ambiente Rstudio®, e do *Excel*, integrante do pacote *Office*. Os procedimentos estatísticos foram baseados nos roteiros utilizados por Pacheco (2009) e Feitosa (2011). Inicialmente, calculou-se, para as variáveis de cada ponto monitorado, a estatística descritiva, apresentando o número de dados considerados (N), os valores máximos, os valores mínimos, a média, a mediana, o desvio padrão (DP) e o coeficiente de variação (CV). A identificação de *outliers* foi realizada pelo método da amplitude interquartil, sendo sua desconsideração avaliada pelo significado ambiental de cada parâmetro. A distribuição dos dados tem foi ilustrada por gráficos do tipo *boxplot*.

Pela reduzida quantidade de dados e pelos testes de variância e normalidade (teste F e provas de Kolmogorov-Smirnov e de Shapiro-Wilk), optou-se por utilizar o teste não-paramétricos de Mann-Whitney (teste U), para duas amostras independentes, considerando nível de significância de 5% ($\alpha=5\%$). O referido teste desconsidera se as amostras obedecem a uma distribuição normal. Quando se trata de dados ambientais, esse comportamento é esperado. Adiciona-se que os cálculos foram aplicados para comparar os diferentes períodos (seco e

chuvoso) de um mesmo ponto e para comparar diferentes grupos de pontos (zona de influência fluvial, P3, P4 e P5; e zona lacustre, P1 e P2).

Para investigar a relação entre as variáveis e entender a tendência dos dados, aplicou-se também a matriz de correlação de Spearman (r) para os dois períodos monitorados, considerando dados manipulados por testes não-paramétricos ou quando o tipo de distribuição é ignorado. A correlação apresenta, em uma escala de 1 a -1, a direção, direta ou indireta, respectivamente, de variáveis analisadas aos pares.

As análises ainda foram auxiliadas pelo cálculo da razão N:P, para identificação do nutriente limitante do sistema. O cálculo foi realizado a partir do quociente entre as concentrações em mol (divisão da concentração em mg/L pela massa atômica de cada elemento) das parcelas totais de nitrogênio e fósforo disponíveis no meio aquoso (ROLIM, 2016), para os 13 meses de monitoramento e para as 05 seções monitoradas.

Para a análise multivariada de dados, em relação as variáveis limnológicas e as zonas de monitoramento, foi realizada a análise de componentes principais (PCA), a partir de um código do R. Para a análise, foram consideradas as variáveis DBO, oxigênio dissolvido, pH, turbidez, profundidade de secchi, temperatura, Coliformes Termotolerantes, Sólidos totais, ortofosfato, fósforo total, nitrito, nitrato, nitrogênio total, clorofila “a”, riqueza de fitoplâncton (obtida pelo número de táxons identificados mensalmente) e riqueza de zooplâncton. A análise foi aplicada para o monitoramento como um todo e para os meses de chuvas e de estiagem.

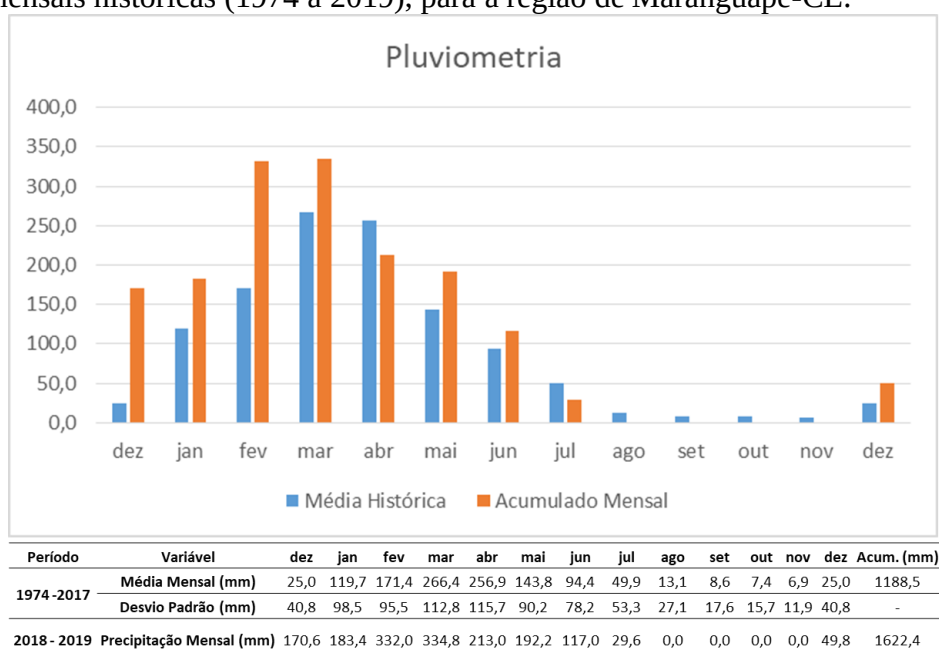
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste tópico são apresentados os principais resultados sobre a caracterização do ambiente por intermédio das variáveis físicas, químicas e biológicas e discutida sua interferência na dinâmica do reservatório. Nessa discussão também será abordado sobre a evolução do grau de trofia e do comportamento da qualidade de água, por intermédio dos índices de estado trófico e de qualidade de água e da análise das variáveis físicas, químicas e biológicas. Para fins de referencial comparativo, utilizou-se as diretrizes da resolução CONAMA 357/2005, que trata dos atributos dos recursos hídricos referentes aos usos preponderantes. Apoiado na análise estatística descritiva e multivariada foram avaliadas as relações desenvolvidas no ecossistema, inclusive incorporando o significado ambiental.

5.1 Pluviometria

Para a caracterização dos períodos climáticos, chuvoso e seco, foi tomado como referência um banco de dados históricos num intervalo de 43 anos (1974 a 2017), produzido pela Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME) (Figura 4). Os dados foram gerados na estação pluviométrica de Maranguape, tendo em vista ser nesse município que se encontra o reservatório e seus afluentes.

Figura 4 - Precipitação pluviométrica mensal dos anos 2018 e 2019 e médias mensais históricas (1974 a 2019), para a região de Maranguape-CE.

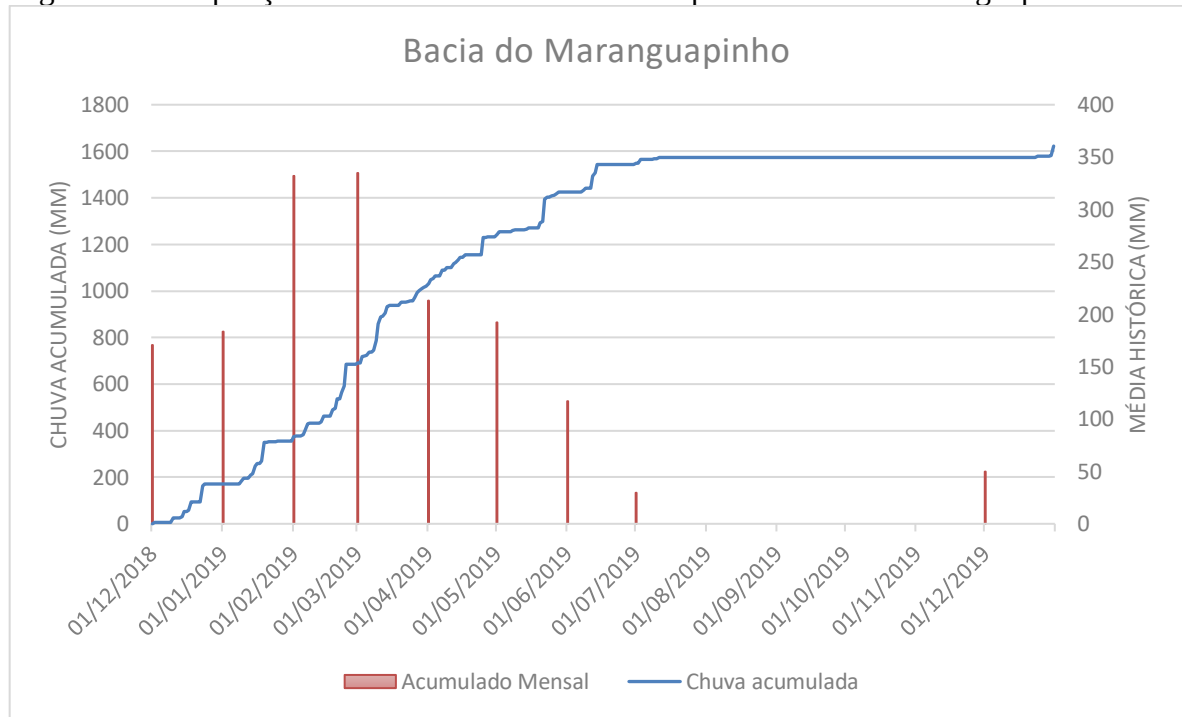


Fonte: Adaptado de FUNCEME (2020).

A referida figura mostra que a quadra chuvosa, historicamente, estende-se de janeiro a junho, sendo sua finalização marcada pela redução da pluviosidade em valores superiores a 50% daquela medida no mês de julho (Figura 5). A partir deste ponto, inicia-se o período seco, estendendo-se de julho a dezembro. Comparando-se os valores históricos com as precipitações mensais ocorridas durante o monitoramento, observa-se que este apresentou valores de precipitação atípicos, em sua maioria, superiores aos valores históricos.

O mesmo agrupamento dos meses, entre chuvosos e secos, é corroborado pelo trabalho de Moura (2008) que, ao analisarem dados de uma série histórico de 62 anos (1951-2012) para a cidade de Fortaleza, encontraram uma divisão em períodos pluviométricos semelhante. No período chuvoso (dez./18 a jun./2019) foi registrada uma precipitação acumulada de 1.543 mm, representando um total de 95,1% em relação à precipitação total do período. A precipitação mensal máxima foi observada no mês de março (334,8 mm).

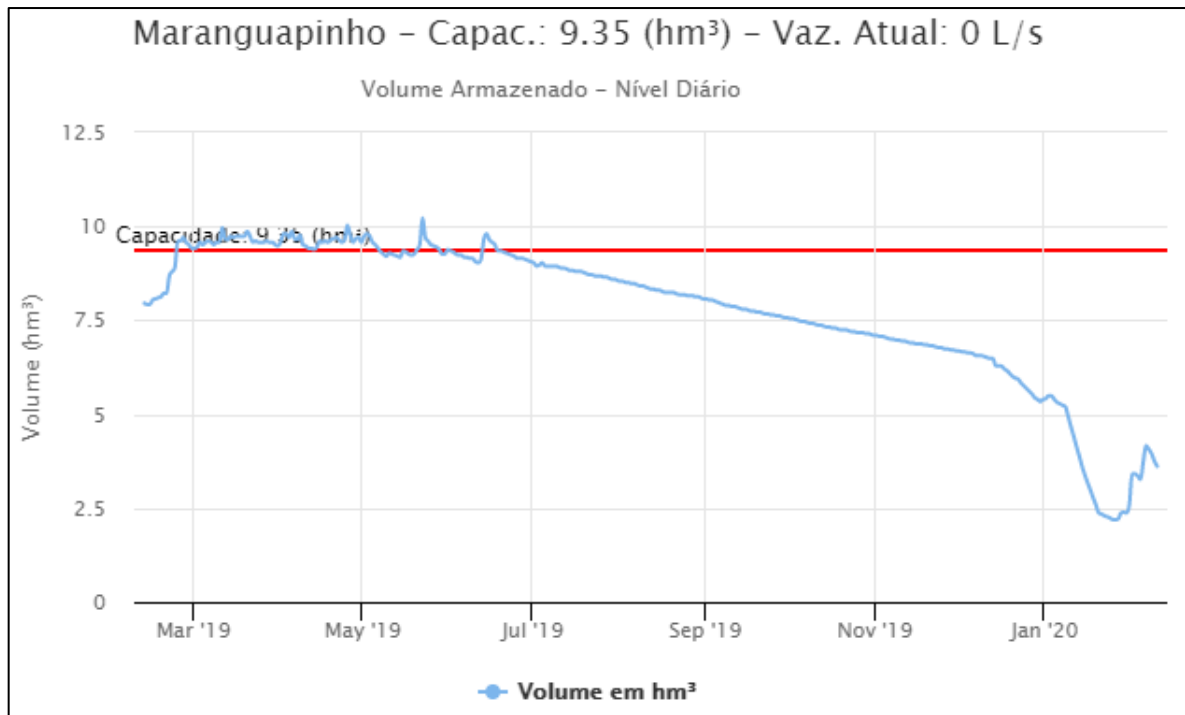
Figura 5 - Precipitação acumulada e médias mensais para a bacia do Maranguapinho.



Fonte: Autor (2020).

Esse comportamento do ciclo hidrológico reflete diretamente no volume armazenado, com tendência ascendente nos meses chuvosos e decrescente nos meses secos (Figura 6). Isso levou o reservatório a verter em 23/02/2019, permanecendo em sua capacidade máxima de fevereiro a junho de 2019. A partir de agosto de 2019 percebe-se uma constância nos valores acumulados, isso porque não houve incremento de água nesse período, caracterizando a estiagem. Por essa razão, o volume do reservatório começa a apresentar um declínio em virtude do processo de evaporação. Ao final do estudo, dezembro de 2019, o reservatório encontrava-se com aproximadamente 65% de sua capacidade total, conforme observado na Figura 6.

Figura 6 - Variação de volume do reservatório do Maranguapinho, com referência de capacidade máxima.



Fonte: Secretaria de Recursos Hídricos (2020).

É possível perceber na Figura 6 um decréscimo gradativo do volume de água ao longo do período de estiagem com redução significativa no meado do mês de janeiro de 2020, a partir da segunda quinzena de janeiro de 2020 o volume começou a aumentar, pois novo período de chuvas foi iniciado.

5.2 Análise das variáveis limnológicas nos pontos monitorados

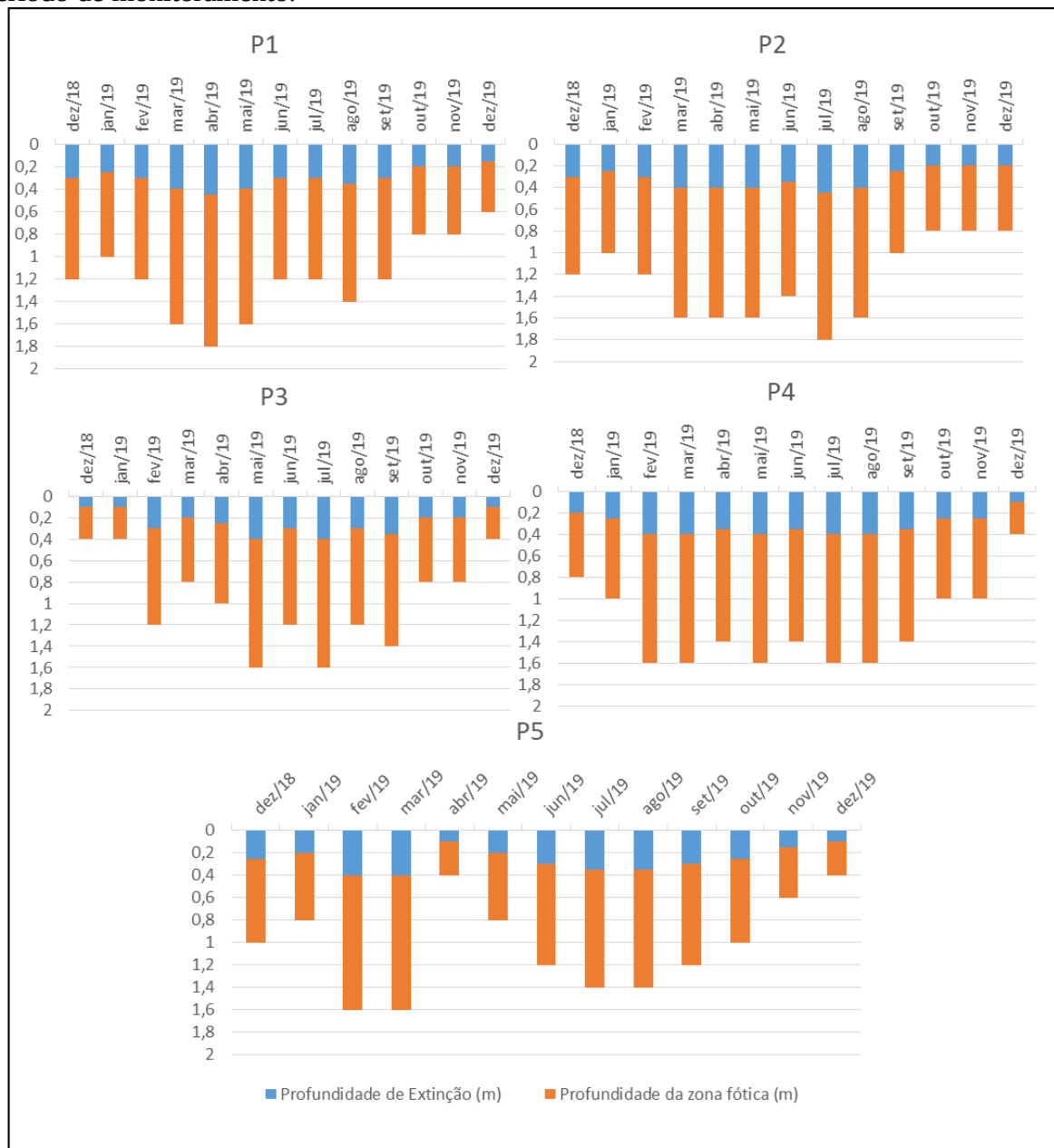
As variáveis limnológicas estudadas, conforme dito anteriormente, foram coliformes termotolerantes, oxigênio dissolvido, sólidos totais, fósforo total, ortofosfato, turbidez, pH, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio total, nitrito, nitrato, clorofila “a”, transparência, temperatura, fitoplâncton e zooplâncton. A análise da correlação de Spearman (APÊNDICE A) e os valores da estatística U de Mann-Whitney (APÊNDICE B) são comentados no decorrer do texto ou incorporadas às figuras.

A figura 7 indica a profundidade de desaparecimento do disco de Secchi. Pode ser percebido que, sensivelmente, as maiores profundidades atingidas e, por consequência, a maior penetração de luz, acompanham os meses chuvosos ou de transição entre o período chuvoso e seco. Isso provavelmente está associado ao desenvolvimento de algas no período de estiagem, conforme será discutido a seguir.

Estatisticamente, entretanto, os períodos seco e chuvoso não apresentaram diferenças significativas para nenhum ponto de monitoramento ($\alpha=5\%$; $p>0,05$). Isso pode ser atribuído ao fato de que a amostragem foi horizontal (profundidade entre 0,30 e 0,50 m) e a amplitude das profundidades de extinção não ultrapassarem esse limite ($\Delta=0,30$ m). Nesta zona, o ecossistema tendeu a um processo de homogeneização relacionado a esta característica. O fenômeno também é reforçado por não terem sido percebidas diferenças significativas entre os dois grupos de pontos do reservatório: área de influência lântica (P1 e P2) e área de influência lótica (P3, P4 e P5) ($\alpha=5\%$; $p>0,05$).

A água da chuva pode interferir de duas maneiras em relação a determinados elementos em um corpo hídrico: tanto favorecer a diluição desses compostos quanto aumentar sua concentração, dependendo do estado de conservação dos diferentes setores da bacia hidrográfica e do nível de ocupação (DELLAMANO-OLIVEIRA et al., 2008). Assim, as baixas profundidades de extinção de Secchi nos meses iniciais do estudo (período chuvoso) podem estar relacionadas à lavagem da bacia pelas primeiras chuvas, carreando material em suspensão para o corpo hídrico, como consequência de uma maior dinâmica dos afluentes, alterando a transparência (PEREIRA et. al, 2017; PACHECO, 2009). Relacionado a isso, as zonas mais próximas à região litorânea podem ser influenciadas pela suspensão de sedimentos, aumentando a turbidez, como no caso dos pontos 3,4 e 5. Após esse fenômeno, a vazão aportada é responsável por provocar um efeito de diluição, aumentando os valores de transparência concomitantemente com o aumento da pluviosidade. Foi percebido, na continuidade do estudo, uma tendência à redução da transparência na estiagem. Isto é justificado por uma maior turbidez biogênica relacionada à produção fitoplanctônica (BUZELLI E CUNHA-SANTINO, 2013). Este fato é sustentado por uma correlação negativa entre a profundidade de Secchi e a concentração de clorofila “a” em todo o reservatório ($r = -0,19$ para todo o período de monitoramento), isso também se percebe pelo aumento da concentração de algas e cianobactérias de forma mais significativa quando houve maior concentração de nutrientes, no período seco. Essa maior concentração se deve possivelmente ao processo de redução de volume de água armazenado e pelo fenômeno de ressuspensão de nutrientes e de material particulado provenientes do sedimento (JEPPESEN et al., 2015).

Figura 7 - Profundidade de desaparecimento do disco de Secchi e da zona fótica para todo o período de monitoramento.



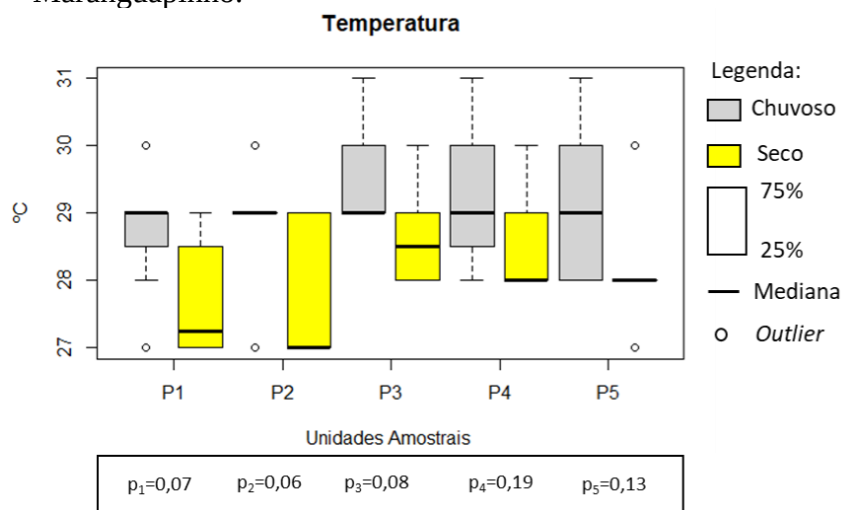
Fonte: Autor (2020).

A profundidade do ponto 5, em abril, pela Figura 7, tem uma redução de maneira mais acentuada, isso pode estar relacionado a um volume de chuvas também elevado e ao carreamento de material através da seção do rio. As constatações de campo permitiram também

inferir que este é um dos pontos com as menores profundidades, por isso, maior susceptibilidade aos processos de deposição de sedimentos e à interferência de material em suspensão.

As Tabelas constantes no APÊNDICE C apresentam as características gerais de cada unidade amostral do reservatório, o que inclui a estatística descritiva para os períodos chuvoso e seco. Pelas tabelas supracitadas, infere-se que a temperatura apresentou baixa amplitude térmica ($CV = 0,03$), sendo os maiores valores constatados para o período de chuvas (Figura 8), consequentemente relacionados com o período de cheias do reservatório. Essa baixa variação sazonal e temperaturas elevadas indicam correspondência com o clima tropical sub-úmido, onde as estações do ano são definidas pela precipitação e não pela temperatura (RIPELLE *et al.*, 1997 *apud* PAIVA e ZANELLA, 2013). Essa baixa variabilidade observada através do coeficiente de variação também é confirmada pela inexistência de diferenças significativas entre as unidades amostrais ($p > 0,05$) nos períodos de chuva e de estiagem.

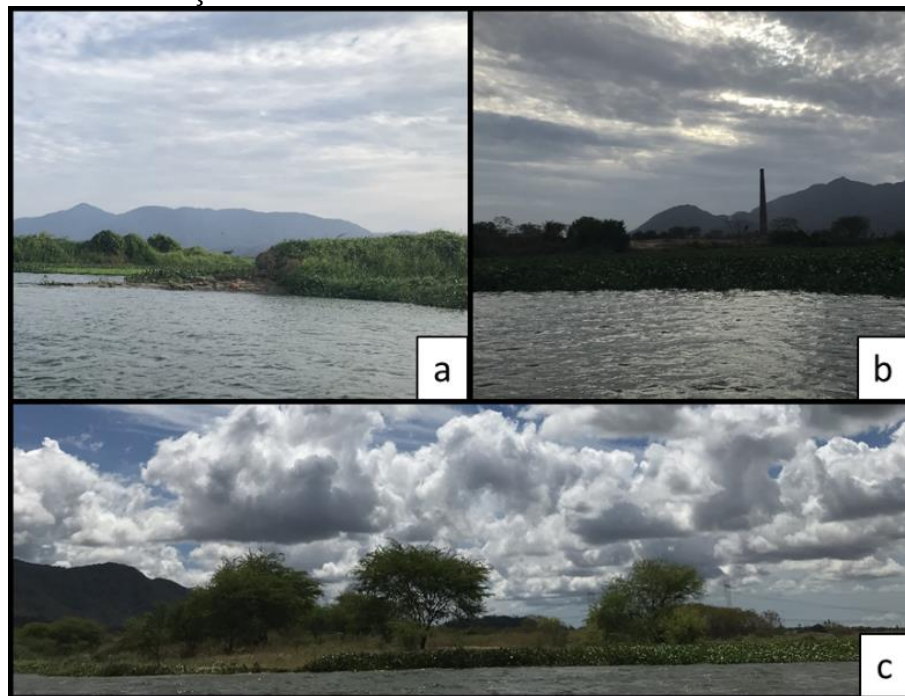
Figura 8 - Variação espaço-temporal dos valores de temperatura e p-valor do teste U de Mann-Whitney para o reservatório do Maranguapinho.



Fonte: Autor (2020).

Em termos espaciais, os maiores valores podem ser relacionados ao grupo de pontos 3, 4 e 5, devido sua proximidade com as margens e entradas de afluentes e zonas de menor profundidade. Nesses mesmos pontos, também se constata a presença de macrófitas e ilhas ainda resultantes dos processos de construção da barragem, podendo constituir um fator favorável ao armazenamento de calor (Figura 9).

Figura 9 - Detalhamento de diferentes pontos em diferentes períodos nos afluentes do sistema. (a) Vegetação aderida aos bancos de areia depois da construção, (b) e (c) macrófitas ocupando parcial ou totalmente a seção dos afluentes.



Fonte: Autor (2020).

Estudos de Pacheco (2009) concluem comportamento semelhante, em relação aos bancos de macrófitas, à localização e à temperatura no reservatório Acarape do Meio, ao passo que Wetzel (2001) indica essa capacidade de armazenamento de calor por bancos de plantas aquáticas, principalmente pela redução do efeito dos ventos. Meyer e Fransceschinelli (2011) também perceberam comportamento semelhante em lagoas e rios da região de Minas Gerais. Os referidos autores sugeriram que a presença de determinadas espécies flutuantes fixas estava relacionada a temperaturas mais elevadas da água.

Esse comportamento também pode estar associado ao momento de coleta, quando as primeiras amostragens foram realizadas nos pontos 1 e 2, e as últimas naqueles pertencentes aos afluentes. Para uma amostragem mais adequada, um percurso por sorteio deveria ter sido realizado. Contudo, isso inviabilizaria a locomoção, tendo em vista o esforço humano utilizado

para esse fim. Acione-se que não há referência normativa na CONAMA 357 para limites de valores deste parâmetro.

A figura10 apresenta a flutuação dos dados de pH em ambos os períodos de estudo. De forma geral, os valores de pH apresentaram médias acima de 7,5 (chuvoso $\times = 7,79 \pm 0,61$; seco $\times = 8,06 \pm 0,39$) nas estações e períodos sob análise, indicando uma tendência ao pH básico. A situação de chuva assemelha-se ao que relatam Morais e Silva (2015), ao estudarem um trecho do rio Poti, no Piauí, onde foi observada a tendência de a precipitação pluviométrica decrescer os valores de pH da água. Para esses autores, geralmente, a poluição proveniente da pecuária e da agricultura, a oxidação da matéria orgânica e produtos de erosão de rochas causam essa redução.

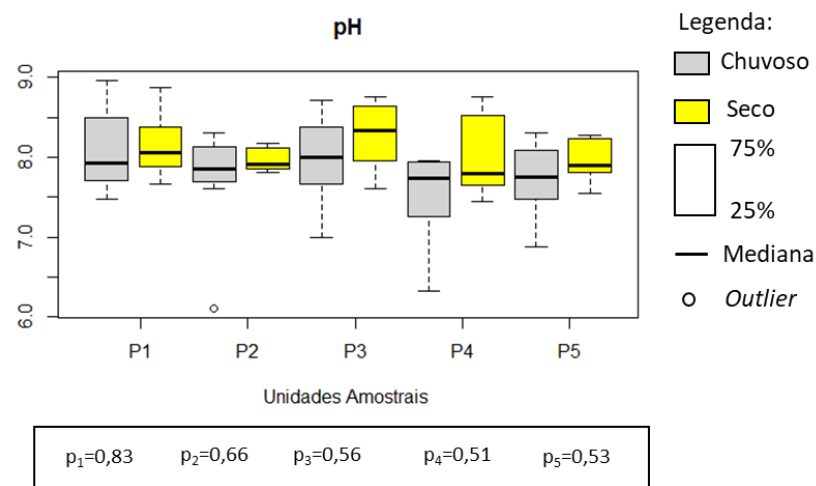
A maior variação ocorreu no ponto 2, na estação chuvosa ($CV=0,10$), zona lântica e sob a influência da mistura dos afluentes. A estação de estiagem apresentou os maiores valores ($\times = 8,06 \pm 0,39$). Uma análise em relação à totalidade dos meses de estudo não permite concluir uma relação entre pH e clorofila “a” ($r=-0,02$ para todo período de monitoramento, próximo de zero). Entretanto, sugere-se a influência das taxas de fotossíntese do ecossistema, aumentada concomitante ao acréscimo de nutrientes. Wetzel (2001) indica que o aumento dessa atividade favorece o consumo de gás carbônico, o que torna o meio mais básico. O fenômeno também pode ser evidenciado pela relação positiva estabelecida entre a clorofila “a” e oxigênio medido superficialmente, principalmente nos meses chuvosos ($r=0,31$), sugerindo essa produção de oxigênio. Esse ponto também está próximo do Aterro Metropolitano Sul, localizado em Maracanaú (ASSUNÇÃO, 2008). A infraestrutura do aterro, entretanto, está em progressiva degradação, sem controle do montante de lixo que chega (MORADORES, 2018). Isso pode estar contribuindo para a realidade constatada.

Estudos de Sá e Cavalcante (2010) buscaram entender melhor o processo, a partir da construção de sistemas em pequena escala para avaliar os efeitos da atividade fotossintética na água. Aqueles sistemas que possuíam fitoplâncton foram relacionados aos maiores valores de pH, como consequência da fotossíntese, comprovados por valores de alcalinidade. Constatações seguindo as mesmas justificativas foram utilizadas para o reservatório de Barra Bonito, em São Paulo, por Buzelli e Cunha-Santino (2013).

Embora a relação entre a temperatura e o pH não tenha sido significativa, o coeficiente de correlação de Spearman para todo o período de estudo ($r=0,04$) sugere que o aumento da temperatura promova um aumento de pH. Esse baixo valor de correlação pode ter sido observado em função da baixa variação da temperatura, em especial em regiões tropicais, onde ocorreu o estudo. Possivelmente, para variações maiores de temperatura seja possível perceber

maior influência do pH. Para Esteves (2011), a temperatura é um importante regulador dos processos químicos, físicos e biológicos distribuídos no meio aquático. Assim, podem favorecer diretamente o processo fotossintético e, indiretamente, o aumento de pH. Além disso, os valores dos testes estáticos não permitem concluir que haja diferença significativa em termos espaciais e temporais para o Açude do Maranguapinho ($p > 0,05$). Os valores enquadraram-se naquilo previsto pela resolução, entre 6 e 9, para a proteção da vida aquática.

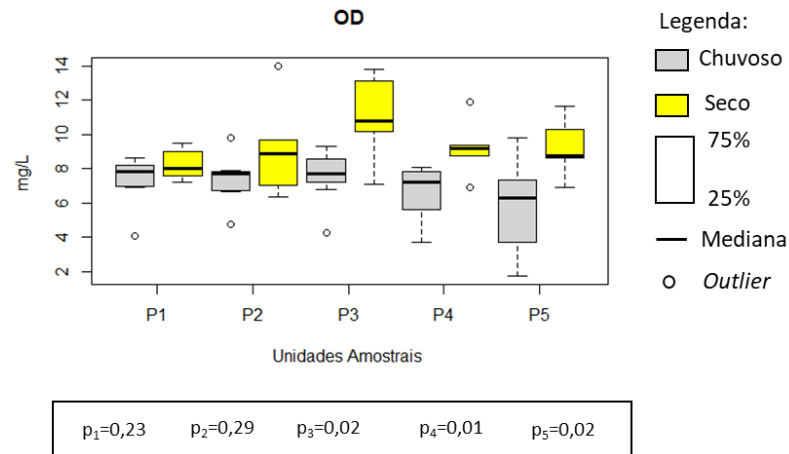
Figura 10 - Variação espaço-temporal dos valores de pH e p-valor do teste U de Mann-Whitney para o reservatório do Maranguapinho.



Fonte: Autor (2020).

Nessa perspectiva, outras importantes variáveis limnológicas são: o oxigênio dissolvido (OD) e a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) (Figura 11). As unidades amostrais apresentaram medianas acima de 6mg/L para o valor de OD, configurando boa oxigenação e enquadrando os pontos naquilo preconizado em norma. Isso foi constatado para o grupo de pontos lótico (P3, P4 e P5) e lântico (P1 e P2) e para os dois períodos de amostragem. Temporalmente, os pontos P3, P4 e P5 apresentaram diferenças estatísticas significativas ($p < 0,05$), o que destaca comportamentos distintos nas duas estações climáticas. De modo geral, os maiores valores de OD foram identificados no período seco. Isso pode refletir uma redução de oxigênio no período chuvoso o que possivelmente esteja associado a assimilação da matéria orgânica que é aportada pelo reservatório, reduzindo os valores nesse período, bem como em razão da menor taxa de fotossíntese. Inspeções de campo permitiram indicar que uma porcentagem dessa matéria orgânica é proveniente do contingente de vegetação inundada com o aumento do espelho d'água.

Figura 11 - Variação espaço-temporal dos valores de OD e p-valor do teste U de Mann-Whitney para o reservatório do Maranguapinho.



Fonte: Autor (2020).

Ressalte-se ainda que a influência dos ventos pode ser expressiva, visto que o manancial se encontra em área aberta. Mesmo com o regime de ventos com velocidade reduzida no segundo semestre (MOURA, 2008), época de menores pluviosidades, esse pode ser um forte contributo à aeração superficial do sistema (local de retirada das amostragens) nesses períodos. Esta realidade se modifica ao ocorrer o período de chuvas, pois, embora a intensidade dos ventos aumente, isso não é suficiente para suprir a demanda exercida pelos organismos heterotróficos no período. A maior disponibilidade de clorofila do meio, atestada por maiores médias na estiação, pode se relacionar a uma maior produção do gás oxigênio e também interferir positivamente nesses valores. O processo também pode estar intimamente à eutrofização mais severa que, durante o dia, e na estação seca, produz altas taxas de oxigênio, perceptíveis na amostragem horizontal, mas podendo atingir a condição de anoxia no período noturno, principalmente em maiores profundidades. Porém, essa condição não pode ser afirmada, haja vista que neste estudo não foram realizadas amostragens noturnas.

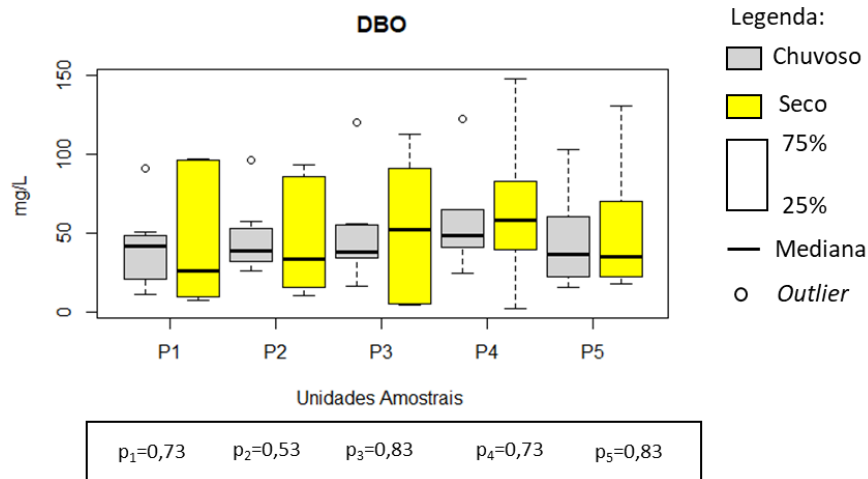
Essa instabilidade é observada por Von Sperling (2005), que destaca que em lagos de classe hipereutrófica, por exemplo, a dinâmica de saturação de oxigênio na camada superficial oscila entre a supersaturação e a ausência de oxigênio. Isso também é defendido, para a situação do reservatório, pelo conhecimento da população local, que relata, durante as atividades de campo, menor disponibilidade de peixes ou redução na qualidade. Isso é percebido pelos

usuários durante a aplicação de artes de pesca passivas, constituídas por armadilhas de espera que aprisionam e acabam matando os animais durante a noite, quando a concentração de oxigênio possivelmente é menor. Portanto, a situação de maior concentração de oxigênio verificada durante o monitoramento no período diurno pode ser vantajosa ao ecossistema momentaneamente, visto que a condição de eutrofização pode ser causadora de instabilidade no sistema.

Santos et al. (2014), ao estudarem o açude Orós, sob condição de eutrofização, sugeriram um comportamento que relacionavam a clorofila “a” aos valores de oxigênio dissolvido. Os autores perceberam os maiores valores de oxigênio durante a estação seca. Isso foi relacionado à um menor aporte de sedimento pela bacia, o que aumentou a zona fótica, a densidade de organismos fotossintetizantes e pode ter contribuído para um acréscimo na concentração de oxigênio. Fulan, Davanso e Henry (2009) identificaram um lago em São Paulo onde os valores de oxigênio dissolvido foram maiores na estação seca. Isso foi atribuído ao maior período de insolação a que o corpo hídrico estava exposto e ao momento das amostragens, onde a respiração dos organismos não era superior à produção de oxigênio decorrente da fotossíntese.

A demanda bioquímica de oxigênio estabelece, pela literatura clássica, a relação entre o teor de matéria orgânica biodegradável e a quantidade necessária de oxigênio para degradá-la. Não foram percebidas diferenças estatísticas significantes nas análises espacial e temporal ($p > 0,05$). De modo geral, entretanto, os valores de DBO_5 foram altos em todo o monitoramento e maiores na estação seca ($\times \text{seco} = 57,77 \pm 41,13$; $\times \text{chuvoso} = 48,48 \pm 28,72$). Os maiores contributos para essa realidade foram os afluentes (P3, P4 e P5), que apresentaram também variabilidade alta na estiagem ($\text{CV} \geq 0,80$) (Figura 12). O maior valor de DBO_5 foi detectado no ponto 4 (148m/L), rio Maranguapinho no período seco, e podem se relacionar ao processo de degradação e descaracterização ambiental que, historicamente, vem se instaurando no ambiente, segundo estudados de Maia (2011; 2015) bem como pela elevação da biomassa algal. Assim, esses valores, possivelmente, estão relacionados ao aporte de esgoto através desses afluentes, pelos diferentes tipos de ocupação da bacia.

Figura 12 - Variação espaço-temporal dos valores de DBO e p-valor do teste U de Mann-Whitney para o reservatório do Maranguapinho.



Fonte: Autor (2020).

Embora o teste U não tenha permitido identificar diferenças espaciais significativas, a estatística descritiva indica a divisão do reservatório em dois grupos distintos, segundo esta variável. Um grupo de pontos lótico, composto pelos afluentes, onde os valores de DBO₅ são mais elevados para os dois períodos de monitoramento, e o grupo composto pela zona mais calma, com valores menores. Essa configuração sugere que o reservatório tem uma capacidade natural de depuração desse material importado da bacia ou inserido por descarte de diferentes tipos de resíduos.

No período chuvoso, observou-se uma correlação forte da DBO₅ com os sólidos totais ($r=0,68$), o que foi também evidenciado no período de estiagem ($r=0,45$). O período de chuvas coincide com os menores valores de oxigênio dissolvido, e com o provável momento de carreamento de material. Essa relação com os sólidos e com o oxigênio pode reforçar a ideia de aporte de material pela bacia, conforme já referido neste texto. Embora haja uma correlação negativa entre a DBO e a clorofila “a” em ambos os períodos ($r_{seco}=-0,56$; $r_{chuva}=-0,39$), destaca-se que ainda há indícios de que uma parcela dessa carga orgânica não seja exterior à bacia, mas proveniente de material fitoplactônico degradado com a evolução da eutrofização e maior produção de biomassa, cuja quantificação não foi abrangida pelo método aplicado na pesquisa. É válido destacar ainda que os valores descritos estão fora dos padrões exigidos na legislação, para corpo hídrico enquadrado como classe 2.

Assemelha-se aos fatos descritos o trabalho de Vasco *et al.* (2011) que, ao estudarem um rio em Sergipe, identificaram valores máximos da demanda bioquímica de oxigênio superiores no período seco. Os autores relacionaram esse cenário ao fenômeno de diluição que pode ter ocorrido na maior parte do período chuvoso, reduzindo os valores. Também comentam que os maiores valores verificados par ao monitoramento estão relacionados à presença de matéria orgânica proveniente de esgotos e restos vegetais em decomposição nos trechos.

Outro importante aspecto que deve ser considerado em ecossistemas aquáticos é a disponibilidade de compostos do fósforo. Esse elemento, principalmente em sua fração fosfatada, é facilmente assimilado pelos organismos autotróficos aquáticos (ESTEVES, 2011). Embora essa carga seja benéfica por um lado, o excesso tornou-se um dos maiores problemas em reservatórios artificiais (BARBOSA, 2019). No semiárido, essa realidade se agrava devido a área da bacia de drenagem, área do reservatório e o elevado tempo de residência, o que favorece a retenção desses nutrientes e, consequentemente, o processo de eutrofização (BARBOSA e CIRILO, 2016). Na figura 13, observam-se as oscilações nos valores de ortofosfato durante os períodos chuvosos e seco. Os valores para o período seco foram inferiores ao chuvoso ($\times$ seco = $0,22 \pm 0,13$ ug/L; $\times$ chuvoso = $3,00 \pm 1,96$ ug/L). Nos meses de seca, época onde foram percebidas as maiores variações entre a maioria dos pontos, os valores médios oscilaram de 0,03 ug/L (P1) a 0,88 ug/L (P2).

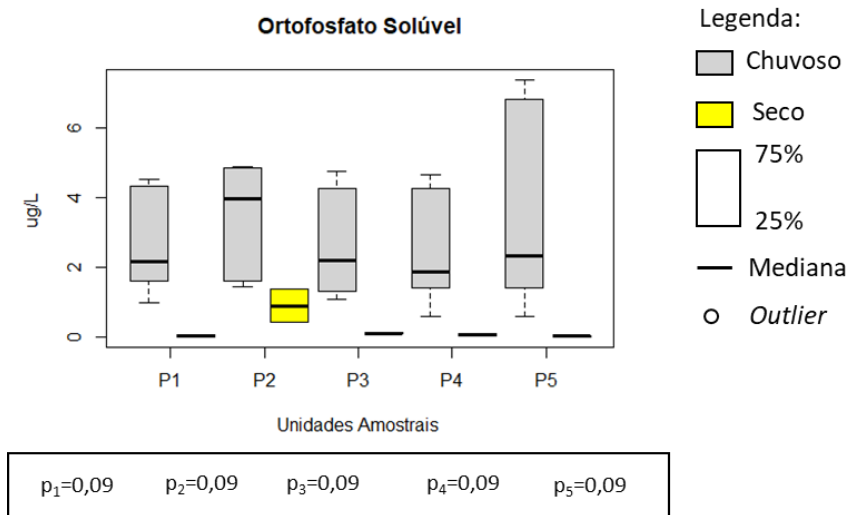
Essa variação nos diferentes períodos pode ser atribuída a dois principais fenômenos. O primeiro também se relaciona possivelmente com o processo de importação desse elemento para a bacia hidráulica, potencializado pelo período chuvoso. Já o segundo, relaciona à rápida assimilação do composto pelo contingente algal, principalmente na estiagem.

Os valores de clorofila “a”, indicador da presença fitoplanctônica, estabeleceram uma correlação positiva com as concentrações de ortofosfato no período seco ($r=0,34$). Embora fraca, Feitosa (2011) observa comportamento semelhante em açudes de porte pequeno em Madalena, CE. Para o autor, apoiado em conceitos de Wetzel (2001), esses menores valores no período seco e correlação fraca são consequências do alto metabolismo nesse período, favorecendo o rápido consumo do nutriente. Algo que não acontece no período chuvoso, já que o aumento de da clorofila não é diretamente proporcional ao aporte de nutrientes, podendo estar relacionado a fatores exteriores, como a diluição.

Concordando com o que aponta a literatura (PACHECO, 2009; FEITOSA, 2011), foi constatada influência da temperatura na assimilação do ortofosfato tendo em vista uma correlação negativa mais expressiva no período de cheias ($r=-0,17$), também relacionado ao metabolismo do sistema. Todavia, para a análise de significância, não foram percebidas

diferenças significativas nos âmbitos temporal (Figura 13; $p>0,05$), nem espacial (divisão do reservatório em zona lântica e lótica; $p>0,05$).

Figura 13 - Variação espaço-temporal dos valores de Ortofosfato Solúvel e p-valor do teste U de Mann-Whitney para o reservatório do Maraguapinho.



Fonte: Autor (2020).

Como já referido, o fósforo é outro importante aspecto a ser avaliado quando se trata da eutrofização de ecossistemas urbanos. Pela figura 14, observam-se as variações ao longo do espaço e do tempo, para esse elemento, que excedem o limite ótimo previsto em norma (0,1 uG/L). Os valores médios mais altos foram no período seco ($\times\text{seco} = 0,31 \pm 0,17$ mg/L; $\times\text{chuvoso} = 0,23 \pm 0,02$ mg/L; com medianas de 0,29 mg/L e 0,02 mg/L, respectivamente). Os maiores valores estão relacionado à capacidade de concentração do nutriente quando o volume do reservatório é reduzido, fenômeno de evapoconcentração. Diferenças significativas não foram percebidas entre os períodos seco e chuvoso, provavelmente pelo fato de que as chuvas, que poderiam promover a diluição do nutriente, estão proporcionando também um aporte em virtude do material lixiviado. Isso é evidenciado pelas maiores variações (CV= 1,29; P1) relacionadas ao período chuvoso, pela sucessão de adição e diluição do fósforo. Destaca-se que a influência dos tributários no período chuvoso foi bastante expressiva para o sistema, principalmente nos rios Maraguapinho (P4) e Tangureira (P5), com concentrações médias de 2,55 mg/l e 3,70 mg/l, respectivamente.

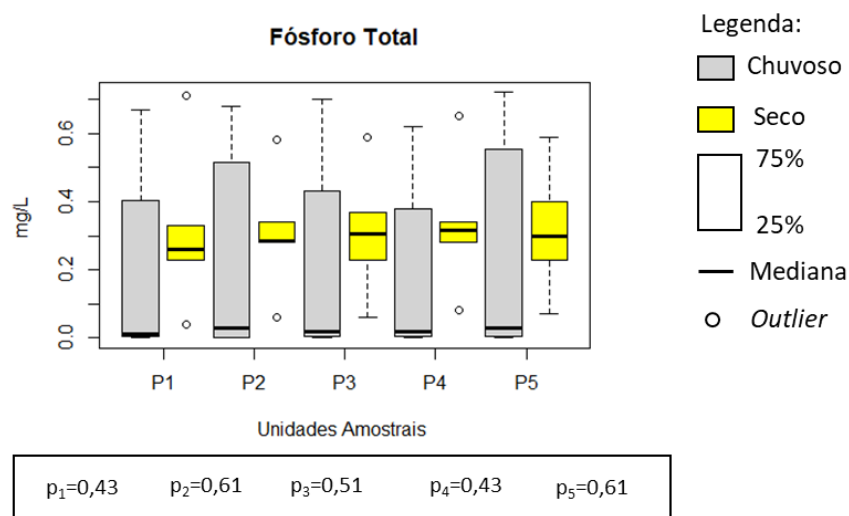
Para Veiga (2010), a variabilidade da concentração de fósforo depende de diversos fatores. Uma parcela dos valores aportados pode ser convertida em biomassa e outra depositada nos sedimentos, que pela ação de fatores principalmente mecânicos (vazão dos afluentes ou

afloramentos de água subsuperficial) podem voltar à coluna d'água. Isso pode sugerir que há uma dinâmica que controle a variabilidade das concentrações constatadas para o período chuvoso, tanto pelo aporte dos afluentes e da bacia, influenciados pela chuva e poluição, quanto por fenômenos de consumo pelo contingente algal mas também por ocorrer arrastes ou fatores ligados à ressuspensão provenientes dos sedimentos.

Rocha Junior et al. (2018) também observam o mesmo comportamento deste trabalho ao estudarem duas bacias na Paraíba, com regimes de precipitação diferentes, e descobriram que os reservatórios tinham sua qualidade de água modificada em função da pluviosidade. Quando em época de seca extrema, os reservatórios inseridos nas duas bacias, sob condição de redução do volume máximo armazenado, atingiam altos índices de eutrofização e eram identificados valores muito mais altos para a concentração de fósforo que no período oposto.

Figura 14 - Variação espaço-temporal dos valores de Fósforo

Total e p-valor do teste U de Mann-Whitney para o reservatório do Maranguapinho.



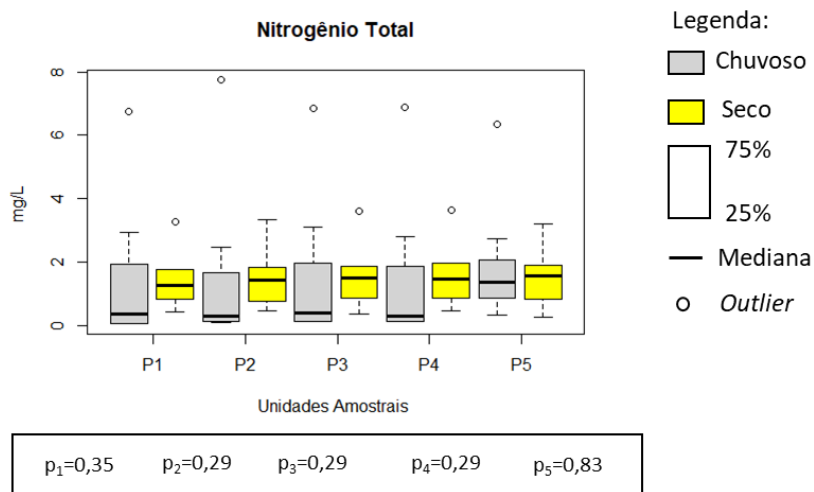
Fonte: Autor (2020).

Outro importante contributo à nutrição e à eutrofização de ambientes hídricos é o nitrogênio. As médias amostrais indicaram certa homogeneização no sistema, embora com desvios padrões expressivos ($\times_{\text{seco}} = 1,55 \pm 0,98$ mg/L; $\times_{\text{chuvoso}} = 1,78 \pm 0,65$ mg/L). A realidade do ecossistema é melhor descrita pelas flutuações na mediana (Figura 15). Para essa perspectiva, os valores foram superiores no período seco (1,52 mg/L e 0,65 mg/L, respectivamente). Foi percebida uma alta variabilidade nos dados no período chuvoso (i. e. CV

1,69, P2), ao que se atribui a uma justificativa semelhante àquela utilizada para o fósforo, considerando o aporte e as diluições sucessivas ocorridas nesse período. Não foram percebidas diferenças significativas entre o período seco e o chuvoso e nem entre as diferentes seções de monitoramento.

Os valores de correlação entre clorofila “a” e nitrogênio total foram negativos (r seco = - 0,64; r chuvoso = - 0,10). Feitosa (2011) atribui uma variação semelhante em pequenos açudes do Ceará, onde a possível incorporação de nitrogênio ocorre por intermédio da atividade de algas e cianobactérias capazes de fixar o nitrogênio gasoso. Essa correlação pode ser mais vigorosa no período seco pela maior disponibilidade do nitrogênio e também do fósforo, que impulsionam o processo de eutrofização. O mesmo autor ainda infere que a contribuição de macrófitas, e aqui acrescenta as plantas anfíbias, também possa ser uma fonte de nitrogênio para a bacia, por isso a variabilidade constatada no período chuvoso, durante processos de inundação da bacia e incorporação dos nutrientes provenientes desses grupos de vegetais.

Figura 15 - Variação espaço-temporal dos valores de Nitrogênio Total e p-valor do teste U de Mann-Whitney para o reservatório do Maranguapinho.



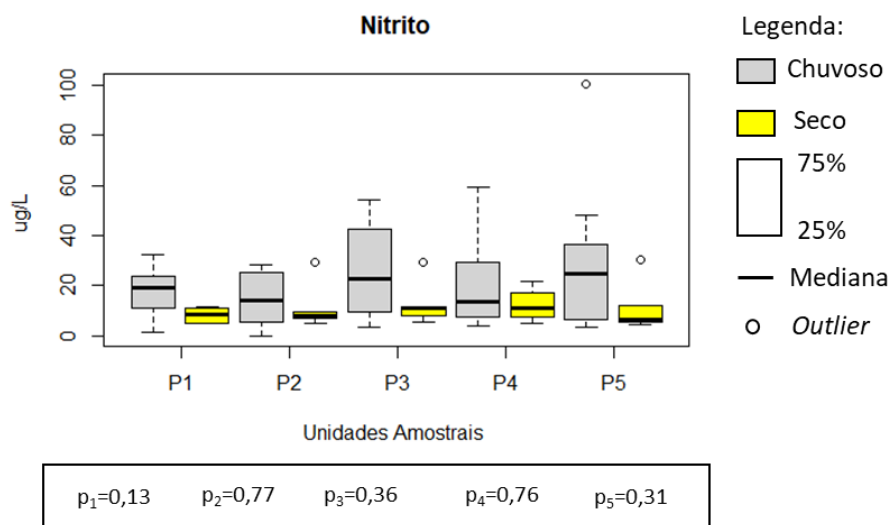
Fonte: Autor (2020).

O nitrito, outra importante fração de nitrogênio, apresentou comportamento diferente do nitrogênio total. Essas composições químicas estão relacionadas à presença de matéria orgânica e podem ser produzidos por determinados tipos de bactérias. A diversidade de valores observados para esse parâmetro encontra-se ilustrada na Figura 16. Os maiores valores foram percebidos no período chuvoso (mediana de 18,31 $\mu\text{g/L}$), com coeficiente de variação chegando a 1,12, como no caso do P5. Neste caso, os valores obedecem aquilo disposto na normativa do

Conselho Nacional do Meio Ambiente. O aporte de matéria orgânica e de elementos poluidores durante as chuvas pode aumentar os processos oxidativos no meio aquático e contribuir para esse acréscimo. Quando a situação se inverte, instaurando-se a estação seca e com menor montante de matéria orgânica sendo oxidada, esses compostos, por serem instáveis, passam rapidamente à forma de nitrato. Existe uma correlação negativa alta no período seco entre o oxigênio dissolvido, com maiores valores nesse período, e o nitrito. Essa relação sugere também que a oxigenação do sistema desfavorece a presença do nitrito ($r=-0,59$).

Braga (2006) observa esse mesmo padrão no Açude Gavião, no Ceará. A autora indica, como consequência desse aumento, a elevação da concentração de matéria orgânica, a fertilização devido à lixiviação da bacia e à presença poluição orgânica recente, atestada pelas inspeções de campo. Essa poluição foi percebida pelas alterações de cor da água no entorno do ponto de coleta. Neste parâmetro, também não foram observadas diferenças estaticamente significantes entre os períodos e os pontos na bacia do Maranguapinho.

Figura 16 - Variação espaço-temporal dos valores de Nitrito e p-valor do teste U de Mann-Whitney para o reservatório do Maranguapinho.



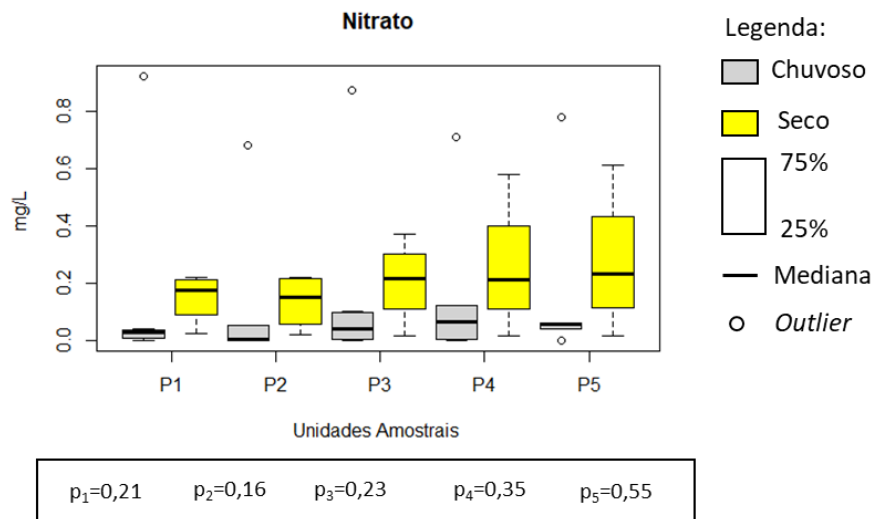
Fonte: Autor (2020).

As maiores concentrações de nitrato foram percebidas na estação climática seca (mediana igual a 0,205mg/L), conforme Figura 17. A relação percebida entre o conjunto de pontos (P3, P4 e P5) e pontos (P1 e P2) remete à redução na concentração de nitrito e aos processos de diluição, quando avançando em direção ao espelho d'água. A correlação negativa no período seco ($r=-0,59$) entre nitrito e nitrato demonstra que existe uma intensa atividade de conversão entre esses compostos pelo fenômeno de nitrificação e um possível consumo pela

atividade fotossintética. No período chuvoso, essa realidade se inverte ($r=0,21$), percebendo-se uma certa proporcionalidade entre aporte dos componentes nitrogenados pelo esgoto proveniente da bacia e a oxidação do nitrito a nitrato. Nem a variação entre as estações climáticas nem entre o conjunto de pontos apresentaram diferenças significativas ($p>0,05$). Os valores, contudo, atendem aos limites da CONAMA 357.

No período chuvoso, as baixas concentrações de nitrato ainda podem ter relação com o consumo de nitrato pelo fitoplâncton. Embora baixa, há uma correlação negativa para sustentar o fenômeno ($r=-0,11$). Kolm et al. (2016), estudando dois rios em região litorânea do Paraná descobriram uma relação semelhante, onde ocorreu um aumento do nitrito no período chuvosos e uma redução do nitrato. Ribeiro (2013) já percebe um padrão diferente, com o aumento relacionado de nitrato relacionado às chuvas em um riacho goiano, mas destacam forte influência de um lançamento pontual de efluente de abate bovino. Naqueles pontos de monitoramento sem o referido interferente, o comportamento assemelhou-se à situação aqui aludida.

Figura 17 - Variação espaço-temporal dos valores de Nitrato e p-valor do teste U de Mann-Whitney para o reservatório do Maranguapinho.



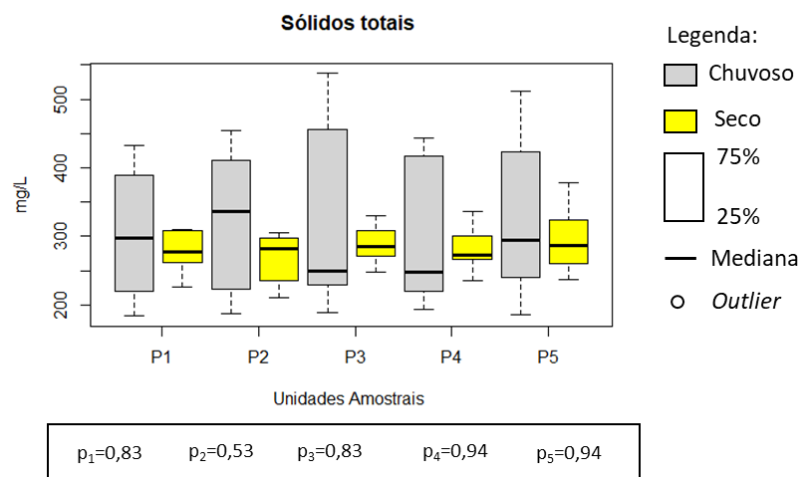
Fonte: Autor (2020).

Como já referido, importantes modificadores das características de um reservatório no semiárido são o aporte de nutrientes e o material em suspensão que é escoado a partir da bacia. Cetesb (2012) destaca a influência dessa porcentagem de material mineral, ao interferir, por exemplo, no cálculo do nível de trofia de um ecossistema. A figura 18 ilustra a variação de valores de sólidos percebida em campo e o grau de significância entre os períodos. Para os

testes, não foram percebidas diferenças significativas entre os períodos e entre o grupo de pontos ($p>0,05$). As variações mantiveram-se na faixa prevista pela legislação. Os maiores valores foram identificados na estação chuvosa ($\times$ chuvoso= $320,0\pm112,25$ mg/L; $\times$ seco = $281,83\pm35,81$ mg/L). Nesse período foi percebida a maior variação no ponto 3 (CV 0,43), nesse ponto também foi identificado o maior valor, 537,50 mg/L, o que sugere o aporte de material proveniente dos afluentes. Verificou-se uma correlação negativa entre os sólidos totais e os valores de extinção de Secchi para ambos os períodos ($r=-0,35$ seco; $r=-0,32$ chuvoso). Essa correlação pode evidenciar que a transparência do reservatório está sendo afetada pelo material mineral e orgânico provenientes da bacia.

De forma geral, e especialmente em regiões mais vulneráveis como o semiárido, a erosão e o aporte de sedimentos por uma bacia estão diretamente relacionados aos processos de ocupação da bacia e dependem da distribuição espaço temporal de chuvas na região. Desses sedimentos, a parcela suspensa tem relevância ambiental devido à possibilidade de degradação da qualidade da água (ACHITE e OUIILLON, 2007).

Figura 18 - Variação espaço-temporal dos valores de Sólidos Totais e p-valor do teste U de Mann-Whitney para o reservatório do Maranguapinho.



Fonte: Autor (2020).

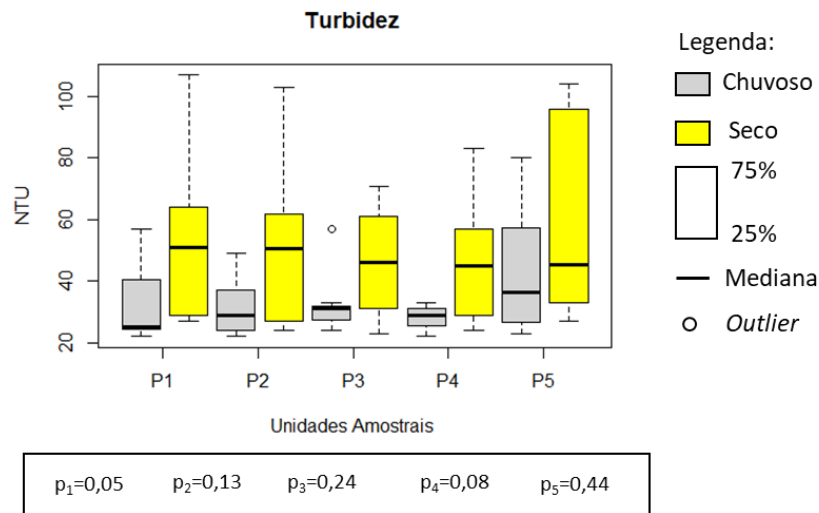
Almeida e Carvalho (2010) indicam uma configuração de relevo que pode ser favorável ao acréscimo desses sólidos. Para os autores, tratando-se do Rio Maranguapinho (P4), a velocidade de escoamento da água no alto curso é elevada devido à influência da serra de Maranguape, o que pode favorecer os picos de vazão à jusante. Nesse local também existem chuvas orográficas que intensificam essa ocorrência. No médio curso, local deste

monitoramento, há uma ruptura do relevo, com a formação de planícies de inundação, o que favorece a cobertura de vastas áreas em período de cheias. Os autores também citam a ocupação irregular ao longo da bacia, o que pode ter favorecido a autoconstrução (favelas em áreas susceptíveis de inundação, por exemplo) e contribuído para a supressão vegetal dispersa e para a criação de extensos pontos de impermeabilização. Ainda destacam a prática da agricultura rudimentar, o que contribui para erosão nas áreas mais íngremes. Somado a isso, o descarte irregular de esgoto bruto desde a sede de Maranguape. Há observações também quanto ao desenvolvimento de indústrias, como olarias (Caso do ponto 5 – Figura 9 b), nesses locais mais vulneráveis, propiciando retirada de horizontes de solo e favorecendo o assoreamento do rio e de seus afluentes. Isso pode influenciar no aporte de material verificado, como consequência das condições de ocupação, climáticas e fluviais que ocorreram.

Em termos do parâmetro turbidez, diferenças significativas não foram percebidas entre os períodos climáticos e entre os diferentes pontos amostrais ($p > 0,05$) (Figura 19). As estimativas foram adequadas à faixa permitida pela CONAMA. Os maiores valores foram percebidos no período seco ($\times_{\text{seco}} = 51,94 \pm 4,66$ NTU; $\times_{\text{chuvoso}} = 34,07 \pm 13,52$ NTU). Nesse período, o ponto 01 apresentou o maior valor, 107 NTU, e o ponto 05 a maior variabilidade, 0,57. A análise de correlação sugere uma relação moderada ($r = 0,61$), para o período chuvoso, entre a turbidez e os sólidos totais. Já no período seco, a correlação se mantém positiva, mas fraca, com os sólidos ($r = 0,28$). A análise global do período, principalmente na estiagem, permite perceber a possível influência do material inorgânico e a influência da parcela biogênica (embora haja uma correlação muito baixa para todo o período de monitoramento, $r = 0,05$, entre turbidez e clorofila “a”, ambos os parâmetros mostram tendência de crescimento em função do aumento da estiagem).

Braga et al. (2015) percebem essa relação entre sólidos e turbidez ao estudarem dois reservatórios no Rio Grande do Norte. Em ambos, houve aumento da turbidez à medida que uma condição severa de baixas precipitações foi se instaurando. Em um deles, a porcentagem de turbidez foi relacionada à parcela orgânica, com o aumento da clorofila “a”, indicando a degradação da qualidade de água e destacando a influência local dos sólidos em suspensão e da biomassa algal.

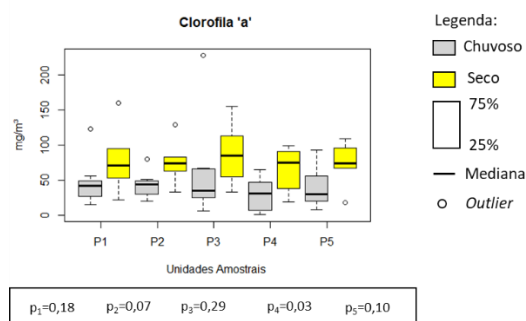
Figura 19 - Variação espaço-temporal dos valores de Turbidez e p-valor do teste U de Mann-Whitney para o reservatório do Maranguapinho.



Fonte: Autor (2020).

As variações espaço-temporais de clorofila “a” estão ilustradas na figura 20. De modo geral, os maiores valores foram constatados na estiagem ($\times_{\text{seco}} = 79,59 \pm 35,85 \text{ mg/m}^3$; $\times_{\text{chuvoso}} = 45,26 \pm 41,45 \text{ mg/m}^3$), fora dos limites da legislação. O maior valor foi percebido no ponto 3 ($227,97 \text{ mg/m}^3$), assim como a maior variação CV 1,17. As discussões acerca desta variável foram incorporadas aos itens anteriores. Destaca-se, contudo, que no período seco, a clorofila “a” apresentou correlação positiva com o fósforo no período seco ($r=0,38$) e no chuvoso ($r=0,11$). Isso pode indicar a influência desse nutriente para o grupo do fitoplâncton e dar indícios da atuação deste como limitante.

Figura 20 - Variação espaço-temporal dos valores de clorofila “a” e p-valor do teste U de Mann-Whitney para o reservatório do Maranguapinho.



Fonte: Autor (2020).

Outro importante parâmetro de qualidade de água é a concentração de coliformes termotolerantes, por possibilitar a compreensão da contaminação fecal e o estado sanitário do ecossistema. Para esse indicador, os valores foram oscilantes, desde 2 NMP/100 mL (P1) a 920 NMP/100mL (P4), no período seco, e de 13 NMP/100mL (P1) até 16000 NMP/ 100mL (P1, P2 e P4), no período chuvoso (Figura 21). Os maiores valores foram constatados no período chuvoso ($\times_{\text{seco}} = 119,62 \pm 187,46$ NPM/100mL; $\times_{\text{chuvoso}} = 2735,9 \pm 5621,4$ NMP/100mL). O período seco mostra uma tendência a depuração e se enquadra naquilo permitido por norma, ao passo que o chuvoso não. Diferenças significativas entre períodos, atribuídas às altas variações, foram percebidas no ponto P1. Contudo, também se percebe que grupo de pontos compostos pelos afluentes apresentaram grandes variações e valores mais expressivos, principalmente no período chuvoso. Isso pode sugerir que, através desses pontos, esteja ocorrendo descargas por consequência das chuvas e de atividades como de ocupação (material humano ou animal). Isso é reforçado pelas diferenças significativas entre os pontos afluentes e aqueles localizados no lago.

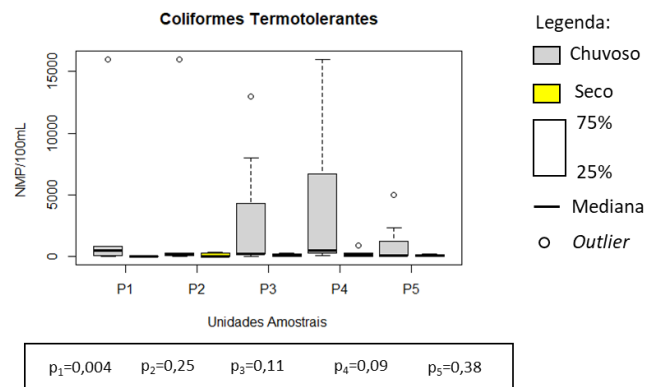
Dantas (2010) destaca que a água acumulada em reservatório pode ficar sem renovação durante os períodos de seca. Contrário a isso, no período chuvoso pode receber dejetos ou resíduos provenientes de solos contaminados por diferentes agentes com microbiota específica, por processo de lixiviação. Isso favorece o aumento na concentração microbiana durante esse período e facilita a disseminação de agentes etiológicos de veiculação hídrica. A autora, ao avaliar o bacterioplâncton, expõe que o período climático e a temperatura são os principais fatores forçantes na densidade de bactérias (principalmente enterobactérias) de um reservatório potiguar. Também constatam que ambientes eutrofizados apresentaram uma tendência ao favorecimento desse grupo.

Pacheco (2009) lista fatores como oxigênio dissolvido e pH que podem desfavorecer esse grupo limnológico, como ocorreu no reservatório Acarape do Meio. Para este estudo, na estiagem, o fator que sugere uma tendência bactericida é mais fortemente representado pelo pH ($r = -0,38$, estiagem). Nascimento et al. (2016) encontram comportamento semelhante em um conjunto de reservatórios potiguares, onde a tendência a um pH básico na estiagem favoreceu que houvesse redução da quantidade de táxons bacterianos encontrados nos reservatórios (pH acima de 8 para a maioria dos reservatórios, assim como neste estudo). Somado a isso, o processo fotossintético que favorece reações de oxidação que interferem negativamente na dinâmica desse grupo (FEITOSA, 2011).

Destaque-se ainda o efeito da luz solar para o processo de desinfecção, de possível influência durante os longos períodos de insolação que ocorrem na estiagem. A radiação

ultravioleta e o calor resultantes da energia solar são estudados há muito tempo como constituintes do processo de desinfecção. O poder de desinfecção está ligado à luz ultravioleta e a parcela violeta da luz visível, não retidas pela camada de ozônio. Sua capacidade de remoção de patógenos, inclusive aqueles do grupo *E. Coli*, é evidenciada para águas de abastecimento ou residuais (HIJNEN, BEERENDDONK e MEDEMA, 2006).

Figura 21 - Variação espaço-temporal dos valores de coliformes termotolerantes e p-valor do teste U de Mann-Whitney para o reservatório do Maranguapinho.



Fonte: Autor (2020).

5.3 Evolução do Índice de Estado Trófico

Foi determinado o IET de Lamparelli (2004) para a realidade constatada no reservatório do Maranguapinho. Nesta abordagem, utilizou-se como referência a média entre os índices derivados das concentrações de fósforo total e de clorofila “a” e das medições pelo disco de Secchi. Quanto mais elevado o índice, maior a característica de eutrofização e menor seu aproveitamento para abastecimento, lazer ou manutenção da vida aquática. Optou-se pelo cálculo considerando as três variáveis por refletir melhor o estado ambiental constatado pelas avaliações de campo e laboratoriais. Destaque-se que o índice supracitado é adaptado para a realidade de áreas localizadas em zona tropical, caso deste estudo. A avaliação espaço temporal da aplicação do índice de Lamparelli, em relação à transparência (S), ao fósforo total (PT), à clorofila “a” (CLA) e ao valor médio das três parcelas (m) estão representada na Tabela 6.

Tabela 7 - Classificação do estado trófico dos pontos de monitoramento da barragem do Maranguapinho.

Unidade Amostral	IET	dez/18	jan/19	fev/19	mar/19	abr/19	mai/19	jun/19	jul/19	ago/19	set/19	out/19	nov/19	dez/19
P1	IET (S)	77,37	80	77,37	73,22	71,52	73,22	76,44	77,37	75,15	77,37	83,22	83,22	87,37
	IET (PT)	0,44	0,44	56,25	56,25	79,04	81,73	78,29	76,22	75,76	75,25	64,65	77,44	82,08
	IET (CL A)	64,32	69,27	74,4	66,17	67,73	70,54	69,12	72,37	66,04	71,02	70,33	73,17	75,69
	IET (m)	47,38	49,9	69,34	65,21	72,76	75,16	74,62	75,32	72,32	74,55	72,73	77,94	81,71
P2	IET (S)	77,37	80	77,37	73,22	73,22	73,22	74,74	71,52	73,22	80	83,22	83,22	83,22
	IET (PT)	0,44	0,44	0,44	62,91	78,9	81,82	81,16	76,66	76,44	76,44	67,11	77,62	80,86
	IET (CL A)	66,22	72,31	69,8	65,51	69,4	70,09	68,69	71,86	68,06	74,64	71,14	72,47	71,95
	IET (m)	48,01	50,92	49,2	67,21	73,84	75,04	74,86	73,35	72,58	77,03	73,82	77,77	78,68
P3	IET (S)	93,22	93,22	77,37	83,22	80	73,22	76,9	73,22	77,37	75,15	83,22	83,22	93,22
	IET (PT)	0,44	0,44	56,25	60,45	78,75	82	37,46	77,06	76,86	75,25	67,11	78,13	80,96
	IET (CL A)	71,41	71,27	77,43	65,82	67,34	68,27	60	70,5	67,96	73,65	71,23	75,56	73,99
	IET (m)	55,01	54,98	70,35	69,83	75,36	74,5	58,12	73,59	74,06	74,68	73,85	78,97	82,72
P4	IET (S)	83,22	80	73,22	73,22	75,15	73,22	75,15	73,22	73,22	75,15	80	80	93,22
	IET (PT)	0,44	0,44	56,25	60,45	78,13	81,26	78,45	76,44	77,25	77,06	68,85	77,62	81,55
	IET (CL A)	70,89	71,33	60,09	61,01	68,22	49,71	67,64	71,76	65,25	72,23	68,69	73,37	72,97
	IET (m)	51,52	50,59	63,19	64,89	73,83	68,06	73,75	73,81	71,91	74,81	72,51	77	82,58
P5	IET (S)	80	83,22	73,22	73,22	93,22	83,22	77,86	75,15	75,15	76,9	80	87,37	93,22
	IET (PT)	0,44	0,44	56,25	62,91	82,17	81,91	78,9	76,44	77,25	75,25	68,04	78,6	80,96
	IET (CL A)	73,05	71,56	63,6	60,93	67,59	69,3	67,1	71,43	65,06	73,82	71,63	72,26	73,21
	IET (m)	51,16	51,74	64,35	65,69	80,99	78,14	74,62	74,34	72,49	75,32	73,22	79,41	82,46

Fonte: Autor (2020).

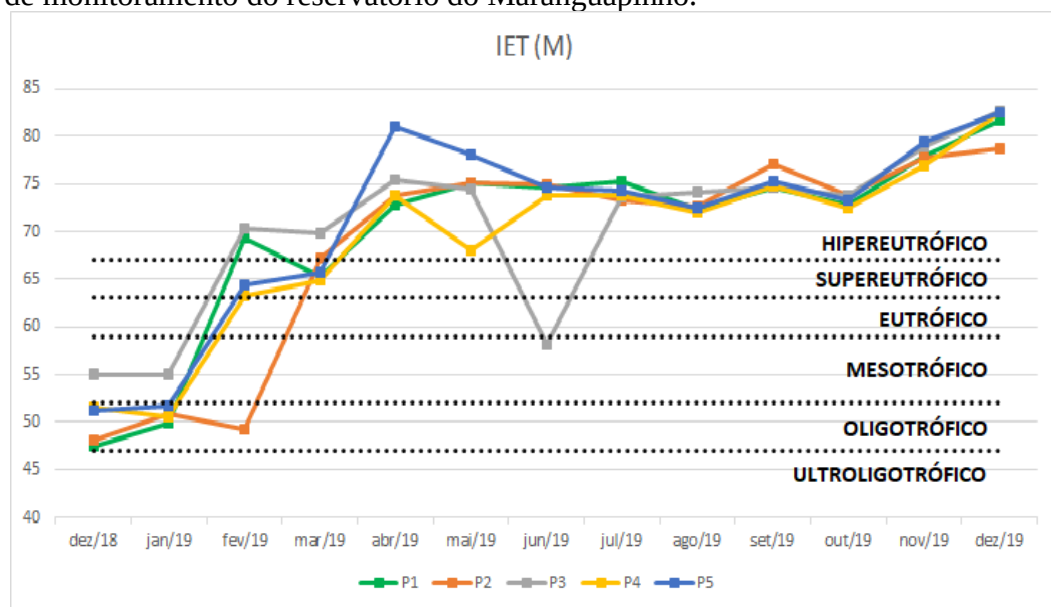
A classificação gráfica dos mesmos pontos de monitoramento em relação ao tempo está ilustrada na figura 22. De um modo geral, a média do sistema permite classificar o reservatório como hipereutrófico ($\times = 69,84$). As médias por ponto também apresentam resultado semelhante, mantendo índices hipereutróficos (acima de 68). Os afluentes apresentaram valores sensivelmente maiores que os pontos na zona de influência do reservatório. Isso pode ser devido às maiores profundidades, o que faz com que a influência da ressuspensão de sedimentos seja provavelmente menor nos pontos 1 e 2.

Os valores da aplicação do índice para os pontos amostrais mostraram um comportamento heterogêneo, oscilando desde a classificação como oligotrófico até a situação de hipereutrófico. Os primeiros meses apresentaram valores mais brandos, devido a pluviosidades menores e menores valores médios do nutriente fósforo. Contudo, a partir de fevereiro, época em que as chuvas se intensificaram, percebeu-se maior carreamento de material alóctone e aumento nas concentrações de nutrientes. Nesse período, o processo de eutrofização

se intensifica, atingindo o nível supereutrófico e se mantendo nessa condição, ou condições de valores superiores, até o fim do monitoramento. Percebeu-se aí uma situação de estresse no ecossistema, onde não há capacidade de assimilação dos pulsos poluidores e uma tendência à degradação, relacionada ao processo de eutrofização.

A influência da transparência é alta em todo o período, sendo responsável pela majoração dos valores. Nos primeiros meses, época de chuvas, houve maior influência da parcela relacionada a transparência, possivelmente, pelo material mineral alóctone e nutrientes provenientes da bacia. Nesse período, foi constatada correlação positiva com o fósforo ($r=0,72$) e com a clorofila “a” (0,50), evidenciando uma relação forte. Já no período de estiagem, a correlação também é positiva para o fósforo ($r=0,15$) e para a clorofila “a” ($r=0,54$). Ressalte-se que, embora aplicação do índice não considera as formas nitrogenadas, a matriz de correlação também permitiu identificar uma influência positiva desse elemento, em relação ao aumento do índice. A redução do volume da água do barramento pode contribuir para concentração de nutrientes e maior disponibilidade de clorofila “a”. Isso também sugestiona a influência da parcela biogênica para essa classificação.

Figura 22 - Variação do índice de estado trófico médio de Lamparelli para os pontos de monitoramento do reservatório do Maranguapinho.



Fonte: Autor (2020).

Um ecossistema com pouca renovação de água é mais susceptível ao processo de eutrofização. Essa realidade pode ser controlada com a redução do aporte de nutrientes, modificações nos processos internos dos lagos (i. e. sombreamento, aeração, intervenção química), ou outras medidas corretivas e/ou preventivas (FRANZEN, 2009).

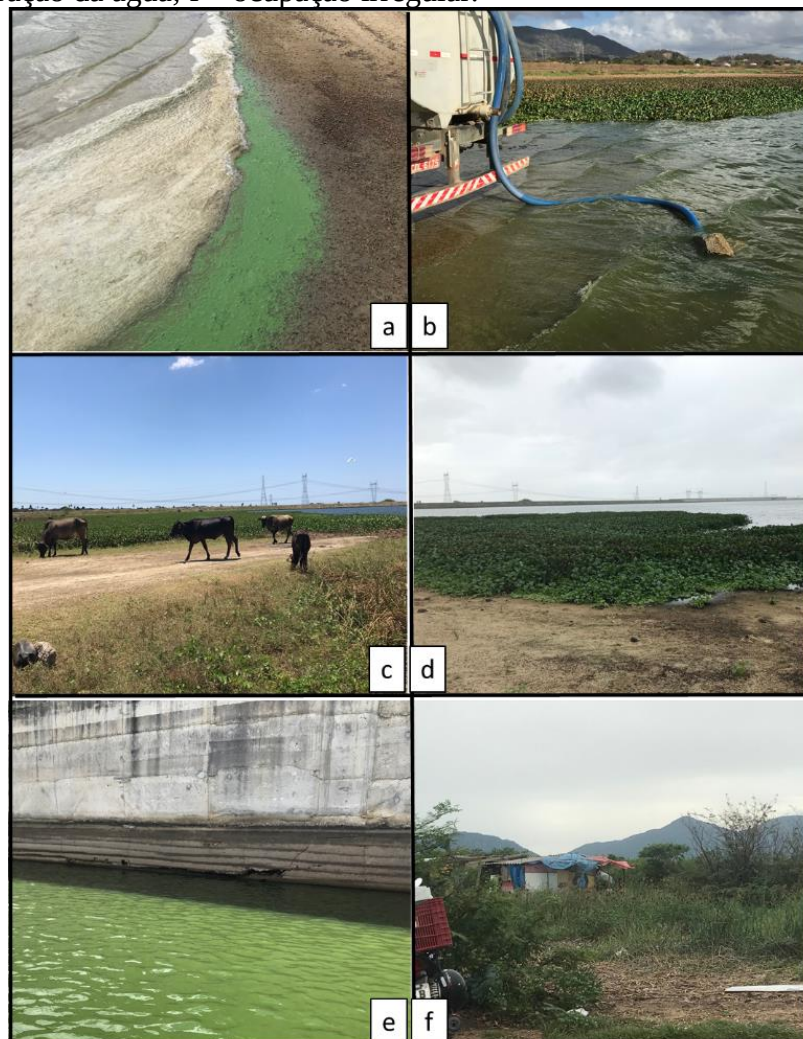
Cruz (2018), ao estudar um reservatório na Paraíba, descreveu um comportamento semelhante. O grau de trofia do reservatório oscilou de mesotrófico para eutrófico, durante o monitoramento. Para os autores, o sistema apresentou propensão às condições eutróficas concomitante ao período de estiagem. Isso foi relacionado à alta taxa de evaporação e à concentração de nutrientes. Em relação à contribuição da componente fitoplancônica, foi percebido que a morfologia do reservatório, especialmente as pequenas profundidades, a disponibilidade de luz, a turbidez, a manutenção da condição de eutrofização e a disponibilidade de nutrientes contribuíram para a progressiva degradação do ambiente. Inclusive, favorecendo a permanência e dominância de grupos toxigênicos.

Silva et al. (2017) investigaram o estado trófico de 10 reservatórios pertencentes à sub-bacia do Alto Jaguaribe, aplicando 03 rotinas de cálculo de índices de estado trófico (Lamparelli, Carlson e Toledo Jr.) numa matriz de 300 amostras, decorrentes de um monitoramento de 15 anos. A avaliação permitiu concluir que a classificação mais branda enquadrou os reservatórios na classe eutrófica. No que se relaciona ao índice de Lamparelli, também utilizado neste estudo, a maioria dos reservatórios se enquadrou como supereutrófica ou hipereutrófica, na classificação anual dos autores. O comportamento foi relacionado à parcela de clorofila e às cargas poluidoras, principalmente relativas ao fósforo, decorrentes de processos antrópicos. Silva (2018) também encontrou comportamento semelhante para 04 açudes localizados na região metropolitana de Fortaleza, que mantiveram sua classificação eutrófica durante o período de investigação. Essa realidade descrita pode indicar que reservatórios do semiárido, principalmente aqueles sob influência urbana, apresentam uma tendência à progressão da eutrofização.

A partir deste tópico, percebe-se que os resultados para a aplicação do IET de Lamparelli sugerem alto valor eutrofização do reservatório em todos os pontos monitorados. Relaciona-se a isso, que já foi discutido nos tópicos anteriores, como consequência da ocupação humana. A ocupação irregular ao longo da bacia, principalmente, na região à montante, a prática da agricultura e da pecuária, a instalação de equipamento de lazer para o barramento da água, a extração de material para construção ou de pequenas indústrias e a falta de saneamento (o que favorece o lançamento de águas negras e cinzas nos corpos hídricos), a supressão da vegetação e o descarte irregular de resíduos sólidos põem contribuir para essa redução na qualidade da água. Nas regiões mais adjacentes ao reservatório, a partir das investigações de campo, também se percebe a criação de gado bovino e a presença de animais de tração, a extração de água, a ocupação irregular por pescadores em moradias improvisadas e a prática de agricultura, como o cultivo de bananeiras (Figura 23). Somado a isso, episódios de eutrofização e mudanças na

coloração da água com formação de material espumoso também foram constatadas. Há de ser considerado ainda que o limite oriental do reservatório é o Aterro Sanitário de Maracanaú, localizado em Maracanaú (Figura 24). Antes de ser reformulado para aterro, o local abrigava o lixão de Maracanaú. Contudo, como já referido, o aterro passa por problemas de infraestrutura, tendo como consequência o acúmulo de lixo de forma desregulada, inclusive na estrada de acesso (retomando características de “lixão”). Questionamentos podem ser levantados sobre o possível aporte de compostos para a barragem. Embora seja percebida a atuação constante de órgãos de meio ambiente e a restrição de acesso ao terreno da barragem, medidas de educação ambiental podem ser um forte contributo à adequação da comunidade sobre medidas para a manutenção da qualidade da água.

Figura 23 - Detalhe dos processos poluidores e suas consequências no reservatório. a – formação espumosa durante evento de eutrofização; b – extração de água; c- presença animais; d- biomassa de macrófitas; e – percepção da coloração da água; f – ocupação irregular.



Fonte: Autor (2020).

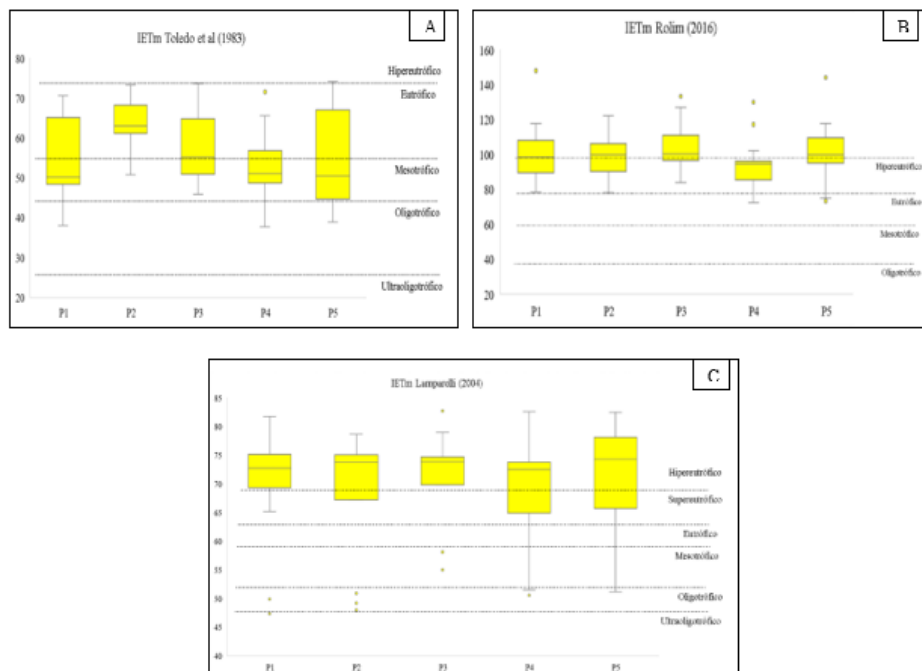
Figura 24 - Detalhe do Aterro de Maracanaú com destaque para o reservatório, ao fundo.



Fonte: Melo (2017).

Cabe ainda a comparação entre os índices. Os gráficos de boxplot foram feitos a partir dos resultados das médias de cada índice, onde a linha no centro da caixa é a mediana e os pontos são os outliers, seguidos pelo limite superior e inferior. Os números na lateral direita representam a classificação do IET descrita por cada metodologia.

Figura 25 - Variação do índice de estado trófico médio de Toledo, Lamparelli e Rolim para os pontos de monitoramento do reservatório do Maranguapinho.



Fonte: Autor (2020).

Os pontos 1 e 2 encontram-se no centro do reservatório (zona lântica) e os 3, 4 e 5 são a entrada (zona lótica). Dessa forma, ao comparar as figuras (b) e (c), contatntes na Figura 25, a maioria dos pontos estão hipereutróficos, assim percebe-se que as consequências da ocupação humana no local durante o período de monitoramento. Provavelmente, essas alterações estão causando danos a qualidade da água devido à prática de agricultura e pesca, a instalação de equipamento de lazer para o barramento da água, a extração de material para construção ou de pequenas indústrias e à falta de saneamento (o que favorece o lançamento de águas negras e cinzas nos corpos hídricos) (Maia, 2015). No estudo de Silva et al. (2017) investigou-se o estado trófico de 10 reservatórios pertencentes à sub-bacia do Alto Jaguaribe, aplicando 03 rotinas de cálculo de índices de estado trófico (Lamparelli, Carlson e Toledo Jr.) durante 15 anos. A avaliação permitiu concluir que a classificação mais branda enquadrou os reservatórios na classe eutrófica. No que se relaciona ao índice de Lamparelli, a maioria dos reservatórios se enquadraram como supereutrófica ou hipereutrófica, na classificação anual dos autores. O comportamento foi relacionado à parcela de clorofila e as cargas poluidoras, principalmente relativas ao fósforo, decorrentes de processos antrópicos. Silva (2018) também encontrou comportamento semelhante para 04 açudes localizados na região metropolitana de Fortaleza, que mantiveram sua classificação eutrófica durante o período de investigação. Portanto, este trabalho assemelha-se à realidade descrita podendo indicar que reservatórios do semiárido, principalmente aqueles sob influência urbana, apresentam uma tendência à progressão da eutrofização. Levando em consideração todos os pontos amostrados, os maiores valores médios dos teores de fósforo total e clorofila a foram obtidos nos meses de novembro, outubro e dezembro, respectivamente, com valores de 0,29 mg.L, 0,36 mg.L e 0,62 mg.L, para o fósforo total e 96,83 ug.L, 102,65 ug.L, 107,15, para clorofila a.

Destaca-se a metodologia de Toledo (figura a), pois a maioria dos seus pontos encontram-se classificados em mesotrófico e eutrófico. Lima et al. (2018) realizou um monitoramento de 13 meses em um reservatório localizado na cidade de Sobral, para avaliar e comparar o estado trófico nas metodologias de Toledo Jr. et al (1883) e Lamparelli (2004). Os autores concluem que houve predominância do estado eutrófico segundo Toledo, podendo ser a causado pelo fim da estiagem, onde o reservatório apresenta baixo volume possibilitando a concentração de nutriente principalmente fósforo que acarreta excessivo crescimento de microalgas. Corroborando com essa hipótese, Pontes (2019) avaliou a variação temporal dos fatores limnológicos no reservatório Paulo Saraste no Ceará, onde o mesmo se encontra no estado eutrófico, pelo aumento da concentração de nutrientes devido a diminuição do volume

resultante da evaporação da água no período de estiagem. Segundo Esteves (1998), após lançados na água, os nutrientes, contribuem para o aumento da produção orgânica do sistema, com elevação da biomassa fitoplancônica e consequente diminuição na penetração de luz. Observado no presente trabalho, onde encontrou-se valores máximos de 94 ug.L para clorofila a e um baixo valor na média da transparência. Além disso, devido as altas temperaturas da região semiárida, o metabolismo dos organismos aumenta, fazendo com que o ortofosfato seja dissolvido rapidamente, sendo a causa dos valores negativos. Essas condições atreladas ao fato do Índice Estado Trófico de Toledo Junior, apresentar modificações nos cálculos que visam a adaptação climática, pode ser a causa dos pontos estarem classificados diferentes daqueles de Rolim e Lamparelli.

5.4 Evolução do Índice de Qualidade de Água

O índice de qualidade de água busca integrar aspectos limnológicos (físicos, químicos e biológicos), a fim de que seja feita uma análise dos atributos de um ecossistema e se indique seu nível de qualidade (CARVALHO et al., 2000). A aplicação desses índices gera bases para alimentar programas de monitoramento, indicando alterações temporais e espaciais na qualidade da água. Essas associações, contudo, não contemplam determinadas variáveis importantes para a compreensão de determinados fenômenos de degradação, como a eutrofização. Assim, é necessário que se considere outros parâmetros não abordados pelo IQA (UMBUZEIRO, 2012).

Com base na aplicação das equações para gerar o índice de qualidade, por intermédio do software Qualigraf, foi feita uma análise espaço-temporal nos pontos amostrados, apresentada na Tabela 7. Os valores obtidos nas 65 situações classificaram a qualidade da água do sistema oscilando entre ruim, aceitável e bom (Figura 25). De modo geral, no período monitorado, o sistema pode ser classificado com qualidade aceitável ($\bar{x}=48,57$). Entretanto, percebe-se, a partir das médias dos pontos, que há uma diferença numérica que permite classificar os tributários em uma qualidade mais baixa (aceitável) e os pontos localizados no reservatório como boa. Essa realidade é confirmada pela aplicação do teste U, que não apresentou diferenças significativas quando aplicado para cada ponto comparando o período seco e chuvoso ($p>0,05$), mas indicou que o grupo de pontos lênticos (P1 e P2) e o grupo de pontos lóticos (P3, P4 e P5) se comportaram de forma diferente ($p<0,05$).

Uma série de evidências concorrem para mostrar de forma contundente essa maior degradação, como já aludido, como os pontos P4 e P5 (Rio Maranguapinho e Riacho Tanguera,

respectivamente) atingindo valores classificados como ruim em ambos os períodos climáticos. Reafirma-se, portanto, uma tendência de que os pulsos poluidores não sejam totalmente assimilados pelo reservatório e que estes sejam os pontos que favorecem a entrada de poluição. Os menores valores do IQA, percebidos na estação de cheias, podem estar ligados aos altos valores de DBO constatados durante todo o monitoramento. Entre tanto, podendo ter sido compensados por outros parâmetros que melhoram a qualidade da água como o oxigênio dissolvido, no período seco. É importante destacar que, em alguns períodos, o índice de qualidade da água ficou no limítrofe entre aceitável e ruim, o que pode piorar caso intervenções de saneamento não forem implementadas.

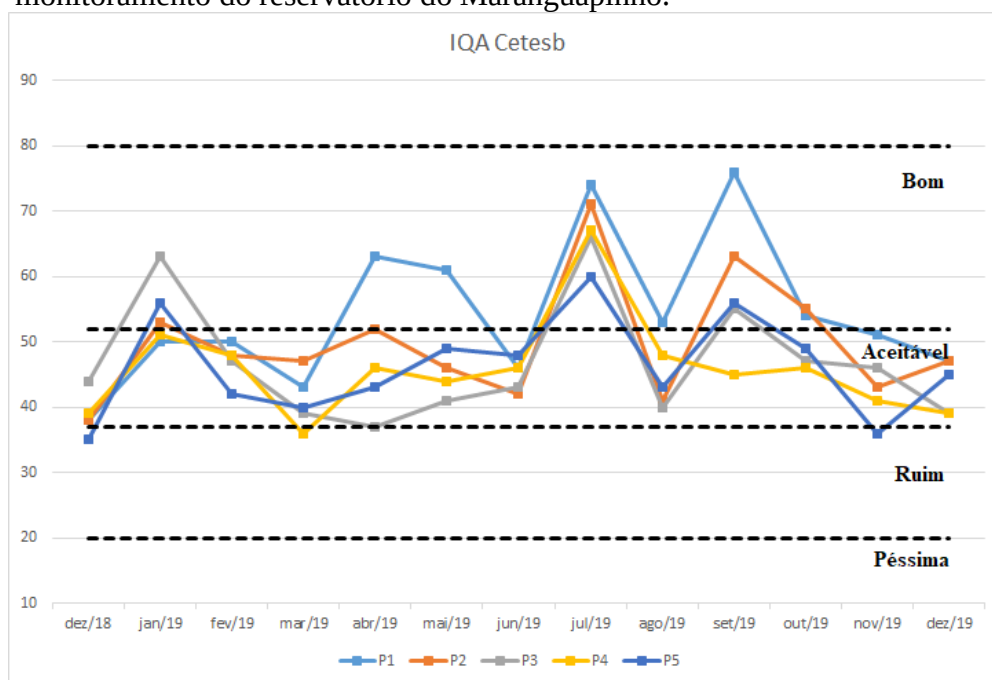
Os menores valores (classificação ruim) foram detectados em 04 situações (Figura 26). A primeira ocorreu em dezembro, no ponto P5, quando o valor do índice foi influenciado por uma configuração de baixo teor de oxigênio dissolvido (1,76 mg/L), alto valor de DBO₅ (102,9 mg/L) e alta concentração de sólidos totais (446 mg/L). Esse período coincide com o início do monitoramento, com as primeiras chuvas (embora de forma branda) e com o possível aporte de esgotos neste tributário. A segunda, no P4, em março, quando o número de coliformes atingiu um pico (13.000 NMP/100 mL) e o valor de DBO₅ foi alto (65,1 mg/L), o que sugere um pulso de carga orgânica e de material fecal nesse tributário. Esse mesmo comportamento se repetiu para o P3 em abril. E, finalmente, no ponto 5, em novembro, devido às altas taxas de DBO₅ (130,80 mg/L) e valores elevados de turbidez (104 NTU). Percebe-se disso, a influência do DBO₅, dos sólidos totais e do CTT para a qualidade da água no período chuvoso e da DBO₅ e da turbidez no período seco. Além disso, esses valores mais baixos de qualidade foram detectados para o conjunto de tributários, mais impactados conforme é verificado ao longo do estudo.

Tabela 8 - Classificação da qualidade da água dos pontos de monitoramento da barragem do Maranguapinho.

Unidade Amostrai	dez/18	jan/19	fev/19	mar/19	abr/19	mai/19	jun/19	jul/19	ago/19	set/19	out/19	nov/19	dez/19
P1	38	50	50	43	63	61	46	74	53	76	54	51	47
P2	38	53	48	47	52	46	42	71	41	63	55	43	47
P3	44	63	47	39	37	41	43	66	40	55	47	46	39
P4	39	51	48	36	46	44	46	67	48	45	46	41	39
P5	35	56	42	40	43	49	48	60	43	56	49	36	45

Fonte: Autor (2020).

Figura 26 - Variação do índice de qualidade de água para os pontos de monitoramento do reservatório do Maranguapinho.



Fonte: Autor (2020).

Verificou-se ainda que os níveis mais altos do índice de classificação foram atingidos no período de estiagem. Isso se deve ao fato dos valores de oxigênio dissolvido terem sido superiores nessa estação climática ($\times_{\text{seco}} = 9,33 \pm 2,02$ mg/L) e valores de coliformes termotolerantes bastante inferiores em relação ao período chuvoso. Em relação aos maiores pesos que alimentam o produtório da equação de qualidade de água, em ordem decrescente, temos o oxigênio dissolvido ($w=0,17$), o grupo de CTT ($w=0,15$) e o pH ($w=0,12$). Os dois primeiros parâmetros elevam os valores por possuírem os maiores pesos considerados no cálculo. A alta oxigenação do sistema nesse período pode estar relacionada ao regime de ventos, às altas taxas de fotossíntese produzida por uma elevada biomassa algal ou à saturação do meio aquático, como já referido. Ao passo que os menores valores de CTT na estiagem podem estar relacionados à ação bactericida da insolação e à menor intensidade de aporte de materiais da bacia.

Isso pode não significar uma boa qualidade de água, tendo em vista a possibilidade da saturação de oxigênio ser apenas superficial (limitada à área da coleta); a elevação constatada do índice de estado trófico, inclusive favorecendo a toxicidade e demais desequilíbrios no ecossistema; e a não incorporação, pelo meio aquático, da totalidade de oxigênio produzido pela intensidade do processo fotossintético, sendo uma parcela incorporada à atmosfera.

Sobre isso, Esteves (2011) afirma que os valores de oxigênio dissolvido são função da temperatura e da pressão (altitude) e, com base nisso, a disponibilidade desse elemento para o

sistema aquático é menor em regiões tropicais. Tundisi e Tundisi (2013) consideram ainda que, a depender do tipo de estratificação do lago, pode acontecer um acúmulo de fitoplâncton na camada superior do metalímnio e esse aumento do teor de oxigênio ser em função densa densidade. Von Sperling (2005) destaca a instabilidade de sistemas em condição hipereutrófica, caso do ambiente estudado, indicando que a zona superficial pode variar da supersaturação à instauração, dependendo das condições locais e temporais.

Oliveira e Bucci (2014) estudaram diferentes aspectos de qualidade da água de um reservatório na região mineira. Em relação a qualidade de água, a relação aplicada não foi o IQA Cetesb, mas sim o IQA IGAM/MG. Em uma análise ampla, os valores calculados para os afluentes, a escala permitiu variar de ruim a bom, com predominância de valores “médios”. Os menores níveis de qualidade foram influenciados por altos valores de DBO e fósforo total, ou baixos de pH; já os maiores valores, por bons índices influenciados por OD e pH, essa última situação também foi percebida nos pontos monitorados no reservatório do Maranguapinho.

Os mesmos autores indicaram que, na classificação aplicada, os menores índices foram observados no período chuvoso, em decorrência de menores valores de DBO, pH próximo à neutralidade e concentração de fósforo total menor que no período anterior. Isso é contrário à realidade percebida neste estudo, tendo em vista que a DBO concorreu para a redução desse índice (valores piores de qualidade), durante todo o monitoramento.

Santos et al. (2017) avaliaram a qualidade de água de uma bacia costeira de Sergipe. O contingente de amostras avaliado permitiu classificar a qualidade da água do sistema como boa. Entre os parâmetros estudados, os autores identificaram que o pH com tendência à faixa ácida, as altas concentrações de coliformes e, em alguns casos, de turbidez impediram uma classificação mais elevada. Ainda que o período de cheias e a influência de áreas sem saneamento contribuíram para a redução da qualidade da água. Excetuando-se a realidade de pH ácido, os outros fatores se comportaram de forma semelhante em alguns pontos deste estudo.

5.5 Estudo da dinâmica horizontal do fitoplâncton no reservatório do Maranguapinho

A avaliação dos grupos pertencentes ao fitoplâncton direciona estudos relacionados à qualidade de água, principalmente naqueles mananciais com potencial para abastecimento humano. A discussão desenvolvida neste tópico ora aborda o grupo fitoplâncton ora se detém ao subgrupo de cianobactérias, relacionado à eutrofização e às consequências mais severas no ecossistema, como a toxicidade.

Na avaliação qualitativa, foram identificados, dentro do contingente fitoplanctônico, 54 táxons, distribuídos em 07 classes, sendo 09 Bacillariophyceae, 19 Chlorophyceae, 18 Cyanobacteria, 02 Euglenophyceae, 01 Mediophyceae, 03 Trebouxiophyceae e 02 Zygnematophyceae, conforme Tabela 08. A classe de Chlorophyceae foi a mais abundante por representar 35% dos táxons identificados, seguida pela classe de Cyanophyceae, composta por 33% dos táxons.

Tabela 9 - Táxons de fitoplâncton encontrado durante os 13 meses de monitoramento no reservatório do Maranguapinho.

BACILLARIOPHYCEAE		
<i>Amphora</i> sp.	<i>Navicula</i> sp.	<i>Synedra</i> sp.
<i>Fragilaria</i> sp.	<i>Nitzschia</i> sp.	<i>Tetraedron gracile</i>
<i>Gomphonema</i> sp.	<i>Pinnularia</i> sp.	<i>Tetraedron</i> sp.
CHLOROPHYCEAE		
<i>Ankistrodesmus</i> sp.	<i>Kirchneriella lunaris</i>	<i>Scenedesmus</i> sp.
<i>Aulacoseira</i> sp.	<i>Kirchneriella</i> sp.	<i>Schroederia setigera</i>
<i>Chlamydomonas</i> sp.	<i>Micractinium</i> sp.	<i>Sphaerocystis</i> sp.
<i>Chlorella</i> sp.	<i>Monoraphidium</i> sp.	<i>Stigeoclonium</i> sp.
<i>Coelastrum</i> sp.	<i>Oedogonium</i> sp.	<i>Tetrastrum</i>
<i>Crucigenia</i> sp.	<i>Oocystis</i> sp.	<i>staurogeniiforme</i>
<i>Desmodesmus</i> sp.	<i>Pediastrum</i> sp.	
CYANOBACTERIA		
<i>Aphanocapsa</i> sp.	<i>Geitlerinema</i> sp.	<i>Phormidium</i> sp.
<i>Chroococcus</i> sp.	<i>Gloeocapsa</i> sp.	<i>Plankthotrix</i> sp.
<i>Coelomorum</i> sp.	<i>Komvophoron</i> sp.	<i>Pseudonabaena</i> sp.
<i>Cylindrospermopsis</i> sp.	<i>Merismopedia</i> sp.	<i>Snowella</i> sp.
<i>Cylindrospermum</i> sp.	<i>Microcystis</i> sp.	<i>Spirulina</i> sp.
<i>Dolicospermum</i> sp.	<i>Oscillatoria</i> sp.	<i>Synechocystis</i> sp.
EUGLENOPHYCEAE		
	<i>Phacus</i> sp.	
	<i>Euglena</i> sp.	
MEDIOPHYCEAE		
	<i>Cyclotella</i> sp.	
TREBOUXIOPHYCEAE		
	<i>Actinastrum</i> sp.	
	<i>Franceia droescheri</i>	
	<i>Nephrocytium</i> sp.	

ZYGNEMATOPHYCEAE

Closterium sp.

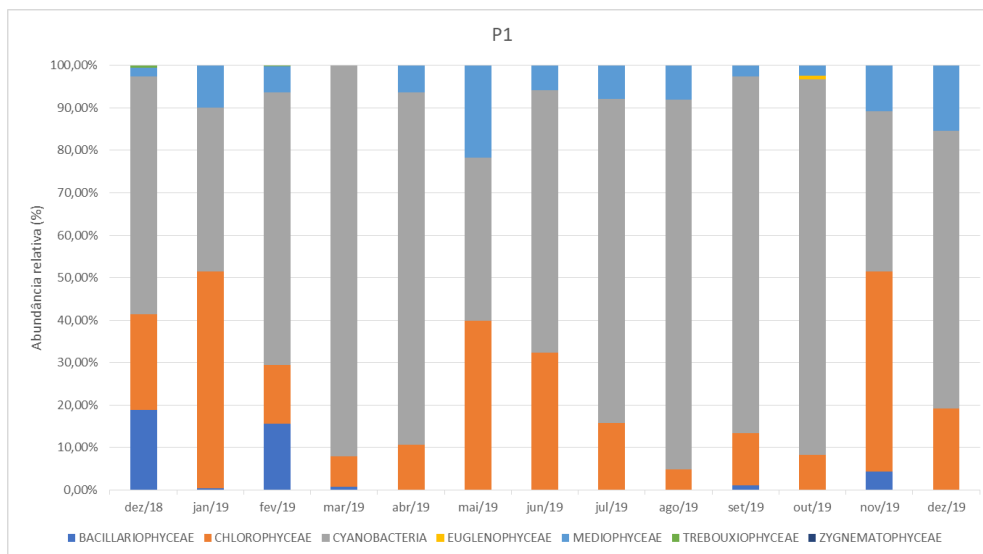
Zygnema sp.

Fonte: Autor (2020).

A divisão Chlorophyta tem sua parcela representada em maior magnitude em bacias do semiárido. Esse grupo tem sido relatado em ambientes lacustres tropicais em alguns trabalhos (CARDOSO et al., 2016; SILVA et al., 2011). Os autores, estudando sub-bacias do Rio São Francisco e em trabalhos no Rio Grande do Norte, também destacam a presença de Cyanobacteria nesses ambientes dulcícolas. Este último grupo pode, inclusive, superar o primeiro em regiões nordestinas (ARAGÃO et al., 2007). A riqueza dessas duas grandes divisões pode estar relacionada às condições do ambiente. Enquanto as primeiras podem se beneficiar em períodos de maior pluviosidade e maior aporte de nutrientes provenientes da bacia (ARAGÃO et al., 2007), as cianobactérias são capazes de se adaptar à época de estiagem (maior evaporação e maior tempo de retenção da água, por exemplo) e favorecer o processo de eutrofização (CARDOSO et al., 2016). Chaves (2013), ao dissertar sobre o reservatório de General Sampaio, no Ceará, encontra esse padrão de comportamento, quando o fitoplâncton é representado pelas classes componentes das Chlorophyceae no período de chuvas e Cyanophyceae no período seco, havendo alternância dependendo das características da área de monitoramento.

No ponto 1, as classes Cyanobacteria e Chlorophyceae foram as mais abundantes durante todo o período de monitoramento (Figura 27). Os resultados da identificação e enumeração permitiram constatar que as espécies variaram de densidade de 55 org./mL a 109.170 org./mL. As cianobactérias foram dominantes em quase a totalidade do monitoramento, sendo superadas em três meses. Desse grupo, a espécie dominante foi *Plankthotrix* sp. Também nesse ponto, a espécie *Aulacoseira* sp. (classe de clorofíceas) esteve presente em todos os meses. Já aquelas componentes do táxon *Oscillatoria* sp. (Cianobactérias) se concentraram no período chuvoso.

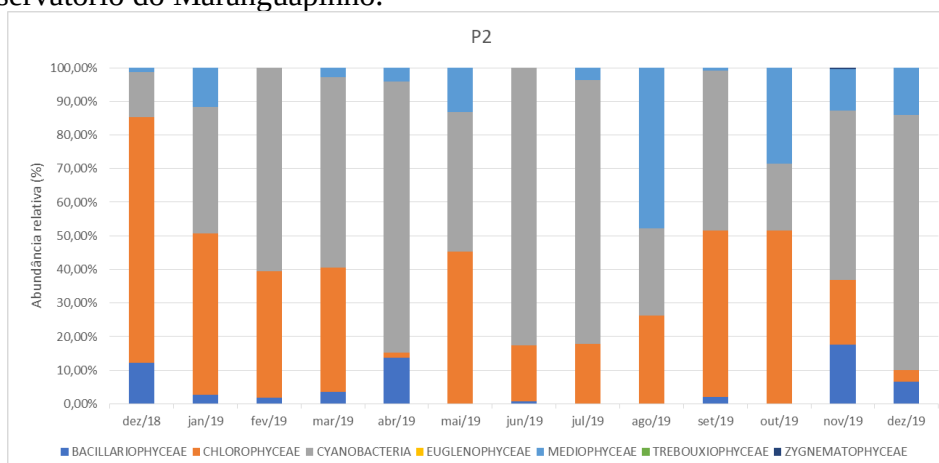
Figura 27 - Abundância de classes para a seção de monitoramento 01, no reservatório do Maranguapinho.



Fonte: Autor (2020).

O ponto 2 seguiu um padrão de distribuição semelhante aos ponto 1 (Figura 28). Nesta área, os táxons de maior abundância foram *Aulacoseira* sp., *Plankthotrix* sp. e *Cyclotella* sp (Mediophyceae). Os valores oscilaram de 27 org./mL a 145.560 org./mL. A dominância das cianobactérias permaneceu compartilhada com as clorófitas em quase todos os meses, exceto em abril, quando essa dominância se tornou compartilhada com o grupo de Bacillariophyceae. Nos meses seguintes nota-se o aparecimento das espécies de *Cyclotella* sp., o que faz aumentar a expressividade do grupo de Mediophyceae. Aqueles grupos com abundância menor que 10% foram enquadrados como raros. Nesse ponto, espécies como *Oocystis* sp. e *Oscillatoria* sp. foram identificadas em maiores densidades no período de chuvas.

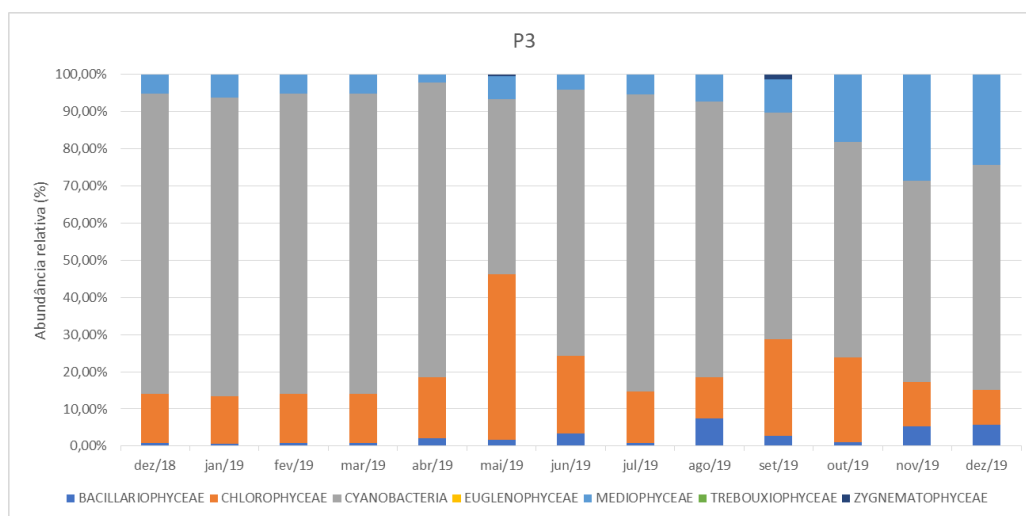
Figura 28 - Abundância de classes para a seção de monitoramento 02, no reservatório do Maranguapinho.



Fonte: Autor (2020).

No ponto 03 constatou-se que a classe dominante foi de cianobactérias na totalidade dos meses de estudo (Figura 29). O comportamento foi semelhante ao ponto 02, em relação às espécies que pareceram no ano todo e àquelas que foram expressivas no período chuvoso, adicionando a *Crucigenia* sp. As variações foram de 31 org./mL a 72.780 org./mL.

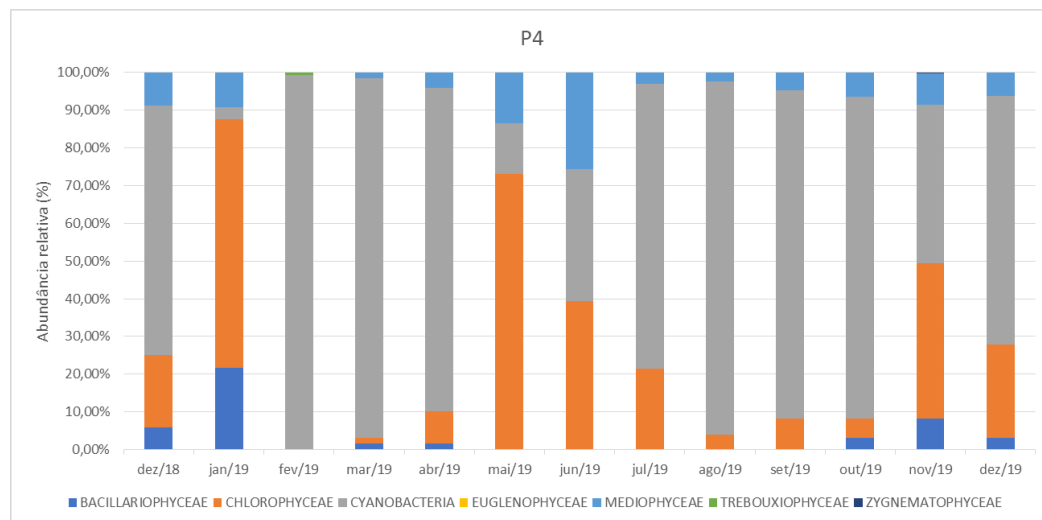
Figura 29 - Abundância de classes para a seção de monitoramento 03, no reservatório do Maranguapinho.



Fonte: Autor (2020).

Para o ponto 04, foi detectado que as cianobactérias foram dominantes em 09 dos 13 meses de estudo. Naqueles meses em que não foram dominantes, inverteram essa realidade com as clorófitas (Figura 30). O padrão de aparecimento de espécies nos meses secos e chuvosos seguiu aquilo descrito para as outras áreas de monitoramento (*Aulacoseira* sp., *Plankthotrix* sp. e *Cyclotella* sp.), contudo as espécies de *Oscillatoria* sp. foram presentes mais expressivamente no período de estiagem. Os valores foram de 175 org./mL a 145.560 org./mL.

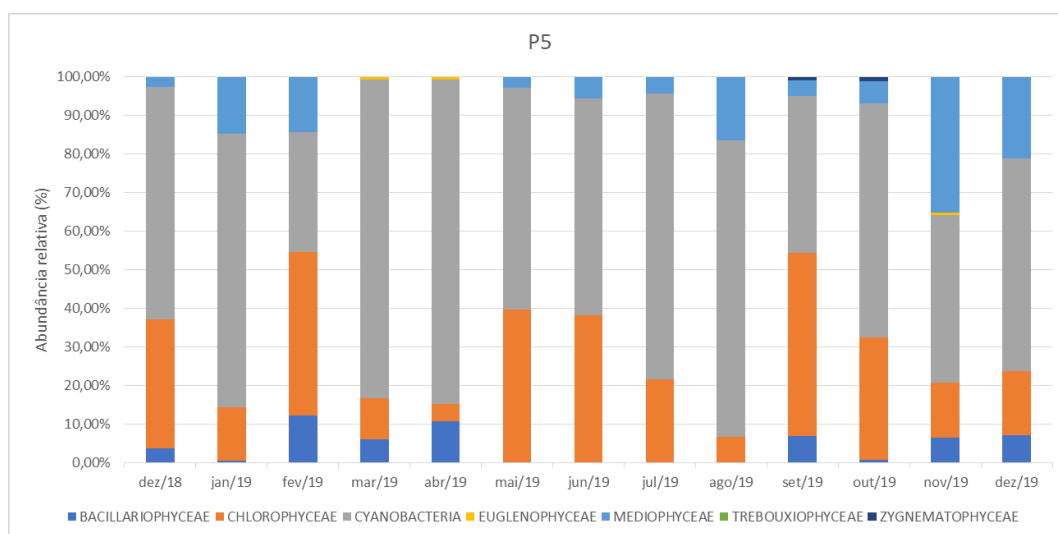
Figura 30 - Abundância de classes para a seção de monitoramento 4, no reservatório do Maranguapinho.



Fonte: Autor (2020).

Na seção 05 (Figura 31), as cianobactérias estiveram presentes de forma mais abundante em 10 dos 13 meses de estudo. O padrão de dominâncias durante todos os meses seguiu o comportamento dos outros pontos (sendo representado pelas espécies de *Aulacoseira* sp., *Plankthotrix* sp. e *Cyclotella* sp.), *Oscillatoria* sp. seguiram também esse comportamento. Os valores foram de 28 org./mL a 145.560 org./mL.

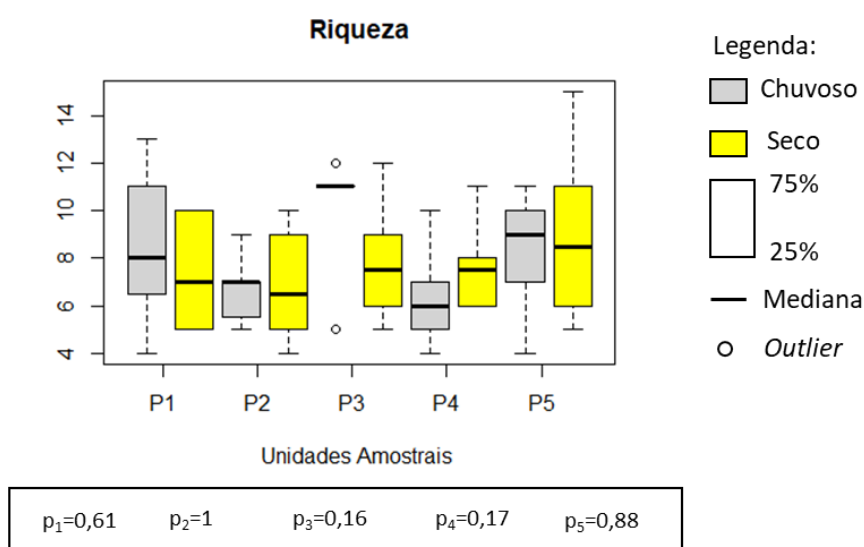
Figura 31 - Abundância de classes para a seção de monitoramento 4, no reservatório do Maranguapinho.



Fonte: Autor (2020).

Em relação à influência sazonal e espacial na riqueza do fitoplâncton, não foram detectadas diferenças significativas (Figura 32). Contudo, foi evidente que o valor de riqueza foi sensivelmente maior para o período chuvoso, exceto no ponto 04, onde no período seco foi mais elevado. Além daquilo já comentado anteriormente, algumas espécies não apresentaram padrões bem definidos de aparecimento nos pontos, já outras como *Oocystis* sp., apresentaram tendência a aparecer no período de chuvas (nos pontos P2, P3, P4 e P5). O ponto de amostragem com maior riqueza foi o ponto 5, com 15 táxons em um dos experimentos de campo. A maioria dos pontos, exceto o P3, atingiu valor 4 de riqueza. Geralmente, isso aconteceu ao serem identificadas altas densidades de cianobactérias.

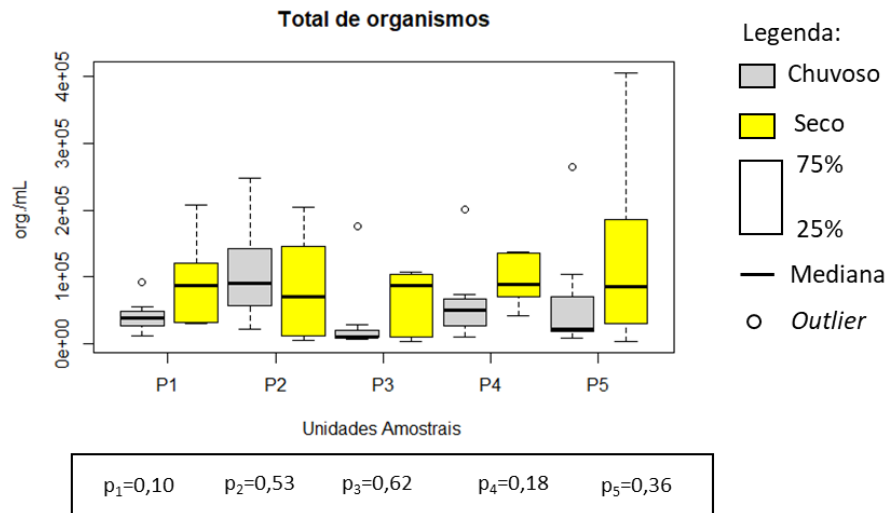
Figura 32 - Variação espaço-temporal dos valores de riqueza e p-valor do teste U de Mann-Whitney para o reservatório do Maranguapinho.



Fonte: Autor (2020).

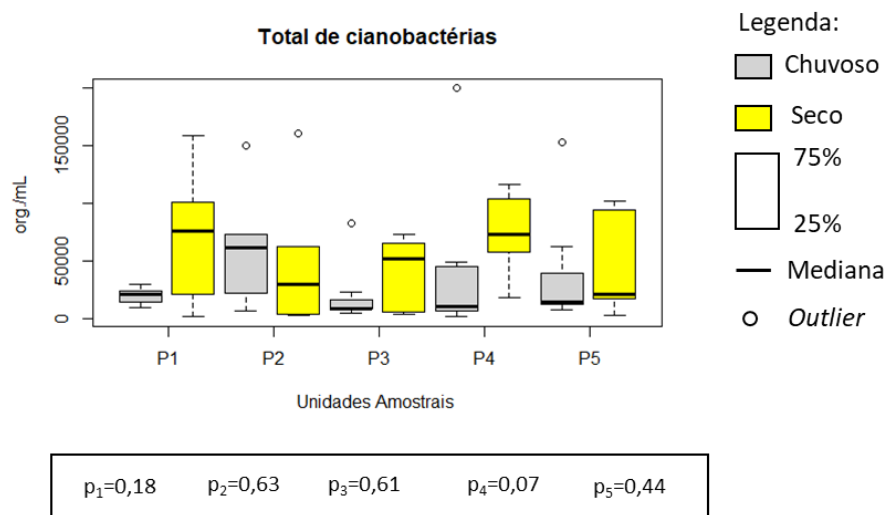
No que concerne à quantidade dos grupos fitoplactônicos e da análise específica do grupo de cianobactérias, não foram constatadas diferenças significativas (Figuras 33 e 34). Observou-se que o número de organismos foi superior na estação seca em comparação com a chuvosa, exceto no ponto P2, quando esses valores foram superiores na estação chuvosa. Esta realidade pode ser relacionada à variabilidade hidrométrica da área, próxima ao vertedouro, devido à alternância dos episódios de transbordamento do reservatório, de fevereiro a julho (Figura 32). A variabilidade temporal foi alta para a maioria dos pontos, na ordem de 10^4 .

Figura 33 - Variação espaço-temporal dos valores de densidade de organismos e p-valor do teste U de Mann-Whitney para o reservatório do Maranguapinho.



Fonte: Autor (2020).

Figura 34 - Variação espaço-temporal dos valores de densidade de cianobactérias e p-valor do teste U de Mann-Whitney para o reservatório do Maranguapinho.



Fonte: Autor (2020).

Apesar de não terem sido percebidas diferenças significativas, verifica-se que a estação de chuvas foi menos influente que o período de estiagem. O período chuvoso teve densidades de fitoplâncton variando de 6.988 org./mL a 264.920 org./mL, ao passo que as cianobactérias foram de 1.365 org./mL (jan./19 P4; 100% *Planktothrix* sp.) a 199.417 org./mL (fev./19 P4; 72,465 *Planktothrix* sp.). Para esse período, e especificamente para o grupo de cianobactérias,

foram detectadas correlações positivas com a temperatura ($r=0,32$) e com os valores de ortofosfato ($r=0,10$). Oliver e Ribeiro (2014), ao reunirem dados climáticos de 42 anos para um reservatório no centro-oeste, perceberam que existe uma correlação positiva associando a presença de cianobactérias e temperatura máximas analisadas. Isso pode ser relacionado a esta investigação pois as temperaturas constatadas para todo o período de monitoramento foram superiores a 27°C. Foi percebido, entretanto, que a densidade das cianobactérias identificada pelos autores, maiores no período chuvoso, foi diferente deste estudo.

Na estiagem, foram detectadas as maiores concentrações, com o fitoplâncton variando de 4.022 org./mL a 404.941 org./mL e as cianobactérias de 1.644 org./mL (nov./19 P1; 34,33% *Planktothrix* sp.) a 160.116 org./mL (jul./19 P2; 71,43% *Planktothrix* sp.). Para o grupo de cianobactérias, foram constatadas correlações positivas com o fósforo total ($r=0,31$) e com ortofosfato ($r=0,25$), podendo ser relacionado ao fenômeno de evapoconcentração e ao fato deste elemento atuar como limitante.

A presença do fitoplâncton e, conseqüentemente das cianobactérias, o crescimento e a produção de toxinas, estão relacionados à oferta de nutrientes no meio hídrico e a algumas condições ambientais, como a temperatura (OLIVER e RIBEIRO, 2014). Entre as espécies identificadas, algumas tem potencial de toxigênico, como aquelas dos gêneros *Anabaena*, *Cylindrospermopsis*, *Planktothrix* e *Oscillatoria* (WHO, 2003). Aquelas do tipo *Planktothrix* sp., por exemplo, são reportadas como produtoras de hepatotoxinas e neurotoxinas, podendo constituir elemento prejudicial à saúde humana e ao ambiente (BICUDO e MENEZES, 2006). A ocorrência de florações de cianobactérias tem sido largamente registrada, entretanto só constituem risco de detectado desenvolvimento massivo e formação de escumas superficiais (WHO, 2003; Figura 23). Notadamente, uma parcela dos estudos é focada nas cianobactérias, pela possibilidade de produção de toxinas cujas funções ecológicas e conseqüências para o ecossistema ainda não são totalmente conhecidas (PANOSSO et al., 2007).

Como já referido, a presença em maior grau do grupo de cianobactérias está relacionada ao fenômeno de eutrofização, severamente instaurado no reservatório conforme análise do índice de estado trófico. Essas espécies também são mais resistentes às variações climáticas e às restrições nas concentrações de nutrientes. Algumas capturam nitrogênio gasoso na ausência ou em baixas concentrações de compostos nitrogenados na água, já outras tem a capacidade de armazenar compostos fosfatados em caso de restrição destes (BICUDO e MENEZES, 2006).

Lopes et. al (2015) ao analisarem a dominância no reservatório de Sítios Novos, em Caucaia, percebem que *Planktothrix agardhii* se sobressaiu em relação ao demais, assim como neste estudo. Os autores relacionaram a densidade dessa espécie à carga de nutrientes aportada

pela bacia devido atividades como agricultura. Constataram também que o aparecimento do montante da espécie pode estar relacionado a temperaturas superiores a 20° C e à disponibilidade de luz. Ainda, que a presença de nitrogênio, enquadrado como nutriente limitante para aquele estudo, pode ter desfavorecido outras espécies.

Em relação ao grupo de *Oscillatoria*, Cardoso *et. al* (2016) percebem que este, em uma bacia do Rio São Francisco, tem sua dominância favorecida em períodos de transição climática ou secos. Especialmente em zonas de influência dos principais reservatórios na malha hidrográfica monitorada. Silva *et. al* (2005) estudando um complexo costeiro nordestino também perceberam que, entre os táxons e abundâncias analisados, uma espécie de *Oscillatoria* estava entre os grupos de maior ocorrência, sendo constante durante o período de estudo. Isso estava relacionado a episódios de maior transparência. Na estiagem, constatou-se as maiores densidades e o maior número de espécies, podendo ser atribuídos a elevados valores de temperatura, salinidade e fosfatos.

Os valores para o fitoplâncton e para as cianobactérias acompanharam, de forma geral, os valores constatados para sua medida indireta (Figura 35), a clorofila “a”, conforme afirmado pela literatura clássica. Demais justificativas e correlações foram tratadas no item 5.2.

Outro importante aspecto a ser considerado quando estudadas as comunidades componentes do fitoplâncton é a relação que os nutrientes estabelecem com esses organismos. Esses organismos obedecem uma proporção entre nitrogênio e fósforo que pode indicar qual desses nutrientes é mais influente para o aumento da biomassa. Atualmente, o aporte de nutrientes de forma natural ou altas concentrações adicionadas pelas atividades antrópicas podem gerar uma variabilidade nessas relações a depender das condições do reservatório e do período climático.

Figura 35 - Comparação espaço-temporal dos valores de clorofila “a” e da densidade de cianobactérias e fitoplâncton para o reservatório do Maranguapinho.



Fonte: Autor (2020).

A Tabela 09 evidencia os valores da razão N:P para o reservatório do Maranguapinho, mês a mês, para as diferentes seções de monitoramento.

Tabela 10 - Valores da razão N/P para o reservatório do Maranguapinho no período de 2019.

	fev/19	mar/19	abr/19	mai/19	jun/19	jul/19	ago/19	set/19	out/19	nov/19	dez/19
P1	11,071	9,300	0,412	9,716	39,391	6,889	28,963	8,087	96,875	11,407	1,310
P2	-	6,717	0,580	8,011	28,096	8,552	26,255	6,010	63,845	11,853	1,718
P3	31,000	14,404	0,648	9,806	33,756	9,429	26,645	8,183	61,631	11,071	1,351
P4	31,000	15,046	0,718	10,000	39,005	10,992	25,118	6,071	42,625	12,700	1,499
P5	-	100,610	1,999	8,761	33,425	11,862	22,143	7,894	51,561	10,463	0,976

Fonte: Autor (2020).

Conforme a tabela acima, foram detectadas relações médias de 19,575, com máximo de 100,610 e mínimo de 0,412, para todo o período de monitoramento. Os valores de dezembro de 2018 e janeiro de 2019 e aqueles representados por hífen não foram determinados pois os valores de fósforo não foram detectados.

Vidal e Capelo Neto (2013), ao citarem estudos de Green e Finlay (2010), indicam que, geralmente, o nitrogênio e o fósforo são consumidos pelo fitoplâncton em uma relação 10:1 (N:P) no meio hídrico. Essa mesma relação pode indicar que abaixo de 10 o nutriente limitante é o nitrogênio e acima disso é o fósforo. Destaque-se que os mesmos autores pontuam que na possibilidade de o nitrogênio atuar como limitante, a biomassa pode permanecer elevada devido à disponibilidade desse composto sob forma gasosa e de algumas espécies serem capazes de fixá-lo. Bicudo e Menezes (2006) também destacam essas constatações, indicando adaptações evolutivas que favorecem essa capacidade de aquisição de nitrogênio, como os heterócitos. A pesquisa de Lamparelli (2004) também utiliza a razão de 10:1 como referência para a identificação de nutrientes limitantes.

Os valores médios observados podem indicar que a limitação para a maioria dos meses monitorados foi pela porção de compostos de fósforo ($N:P > 10$). Vidal e Capelo Neto (2014), ao citarem também Cotovicz Júnior (2013), verificam que em ambientes onde também baixas razões se expressam pode-se indicar o fenômeno de eutrofização e favorecer o aparecimento de cianobactérias. Isso também é evidenciado pela Figura 36.

Para este cenário, verifica-se que não somente as cianobactérias, mas o desenvolvimento do grupo de fitoplâncton como um todo segue essa realidade, ou seja, as maiores densidades são identificadas quando as menores relações entre nitrogênio e fósforo são percebidas. Isso atesta o fato das concentrações mais altas de nitrogênio e possivelmente uma parcela desse material em forma gasosa estar contribuindo para altas densidades de cianobactérias ao passo que as menores concentrações de fósforo podem indicar ser este o nutriente limitante na maior parte do tempo. Ressalte-se, entretanto, que em março, abril e maio a situação do reservatório pode sugerir que ele foi limitado por nitrogênio.

Em geral, trabalhos sobre eutrofização indicam ser o fósforo o nutriente limitante em corpos hídricos de transição ou lênticos, como reservatórios. Rolim (2016) ao analisar os reservatórios da Bacia do Banabuiú percebe que a maioria deles é limitada pelo fósforo, mas pontua que isso precisa ser associado a outros fatores como temperatura e insolação.

Figura 36 - Comparação espaço-temporal dos valores de N:P e da densidade de cianobactérias e fitoplâncton para o reservatório do Maranguapinho.



Fonte: Autor (2020).

Paulino *et al.* (2013), ao estudarem o estado trófico de reservatórios sob os auspícios da COGERH, no estado do Ceará, concluem que cerca de 85% destes estão em processo de eutrofização tendo como nutriente limitante o fósforo. Estudos pontuais, entretanto, divergem dessa realidade, como Braga (2006) que indica o nitrogênio como limitante para dois períodos climáticos monitorados no Açude Gavião (CE).

5.6 Estudo da dinâmica horizontal do zooplâncton no reservatório do Maranguapinho

O estudo do zooplâncton permite compreender os processos poluidores no meio aquático ao relacionar essa comunidade com parâmetros físicos e químicos e com outras

comunidades. Na avaliação qualitativa, foram identificadas 30 diferentes classificações, sendo 01 Arthropoda, 02 Ciliophora, 02 Cladocera, 03 Copepoda, Gastrotricha, Nauplio, 01 Protozoa e 19 Rotifera, conforme a Tabela 10.

Tabela 11 - Grupos de zooplâncton encontrado durante os 13 meses de monitoramento no reservatório do Maranguapinho.

ARTHROPODA	
<i>Zoea</i>	
CILIOPHORA	
<i>Strombidium sp.</i>	
<i>Vorticella sp.</i>	
CLADOCERA	
<i>Diaphanosoma sp.</i>	
<i>Lecane sp.</i>	
COPEPODA	
<i>Copepodito</i>	
<i>Notodiaptomus sp.</i>	
<i>Thermocyclops decipiens</i>	
GASTROTRICHA	
NAUPLIO	
PROTOZOA	
<i>Arcella sp.</i>	
ROTIFERA	
<i>Asplanchna sp.</i>	<i>Hexarthra sp.</i>
<i>Brachionus bidentatus</i>	<i>Keratella americana</i>
<i>Brachionus calyciflorus</i>	<i>Keratella tropica</i>
<i>Brachionus dolabratus</i>	<i>Lepadella romboides</i>
<i>Brachionus falcatus</i>	<i>Philodina sp.</i>
<i>Brachionus havanensis</i>	<i>Platyias sp.</i>
<i>Brachionus sp.</i>	<i>Polyarthra sp.</i>
<i>Conochilus sp.</i>	<i>Testudinella sp.</i>
<i>Euchlanis sp. ?</i>	<i>Trichocerca sp.</i>
<i>Filinia sp.</i>	

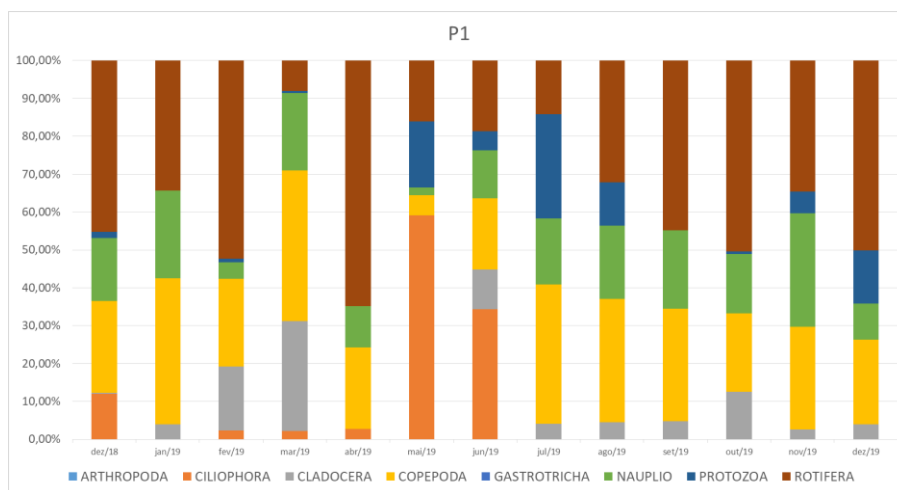
Fonte: Autor (2020).

Pela tabela acima, verifica-se que a divisão Rotifera tem a maior parcela de grupos identificados (63%), seguida pelo grupo Copepoda (10%). Rotíferos, cladóceros e copépodes, principalmente ciclopóides, podem ter sua abundância aumentada em situação de eutrofização, como resposta ao aumento de nutrientes e modificações na estrutura do fitoplâncton (DANTAS-SILVA e DANTAS, 2013). Um avanço da eutrofização pode indicar que maior quantidade de

alimento está disponível, favorecendo a composição e densidade desses grupos. Além disso, rotíferos apresentam-se como oportunistas e se adaptam melhor aos pulsos poluidores presentes no meio, sendo capazes de se alimentar de bactérias e matéria orgânica (MEIRINHO e POMPEO, 2015).

No ponto 1, os grupos Rotifera e Copepoda foram os mais abundantes na totalidade do monitoramento (Figura 36). A variação do somatório de densidade dos grupos mês a mês foi de 370 a 3.000 ind./m³, por espécie, esses valores variaram de 40 ind./m³ (*Vorticella* sp. mar./19) a 960 ind./m³ (*Vorticella* sp. jun./19). Entre os subgrupos mais comuns, Copepodito (Copepoda), Nauplio, *Filinia* sp. (Rotifera), *Brachionus calyciflorus* (Rotifera), *B. havanensis* (Rotifera), *Arcella* sp. (Protozoa), *Keratella tropica* (Rotifera) e *Diaphanossoma* sp. (Cladocera) estiveram presentes em todos os meses. Já as espécies como *Brachionus* sp. (Rotifera) e *Keratella americana* (Rotifera) concentram-se nos meses de estiagem, mais eutrofizados. *Vorticella* sp. (Ciliophora) esteve presente apenas no período de chuvas e *Strombidium* sp. (Ciliophora) e *Testudinella* sp. (Rotifera) no momento da transição de maior pluviosidade para menor.

Figura 37 - Abundância de grupos de zooplâncton para a seção de monitoramento 1, no reservatório do Maranguapinho.

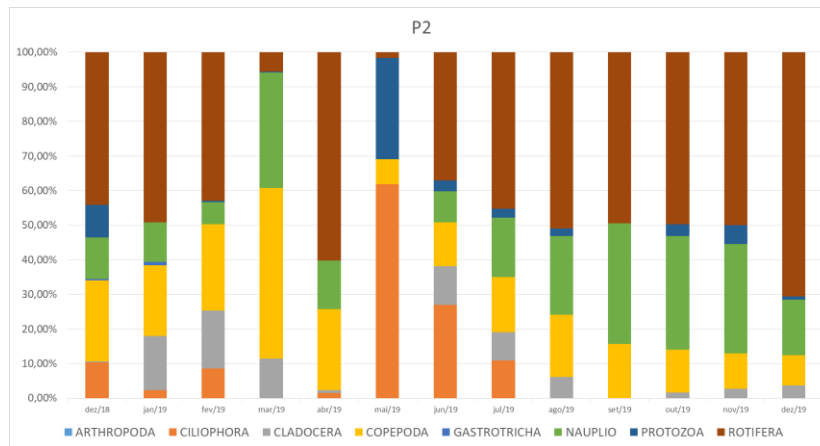


Fonte: Autor (2020).

O ponto 2 seguiu uma distribuição semelhante ao ponto 1 (Figura 38), como dominância de Rotifera e Copepoda e formas jovens. Destaque-se, entretanto, que no mês de março/19, a situação se altera, sendo os grupos Copepoda e a forma jovem nauplio os mais expressivos. Os valores do somatório dos grupos mês a mês variou de 1.290 ind./m³ a 3.000 ind./m³, oscilando, por espécie, de 0 ind./m³ a 1.360 ind./m³ (*Keratella tropica* mar./19 e dez./19, respectivamente). Em relação à presença dos subgrupos, percebeu-se que *Arcella* sp., *Brachionus havanensis*,

Copepodito, *Diaphanossoma sp.*, *Filinia sp.*, *Keratella tropica*, nauplio, *Notodiptomus sp.* e *Philodina sp.* estiveram presentes em todos os meses monitorados. Já *Euchlanis sp.* e *Keratella americana*, estiveram presentes nos meses de estiagem, *Thermocyclops decipiens* e *Polyarthra sp.* nos meses de chuva e *Testudinella sp.* e *Hexartra sp.* no período de transição.

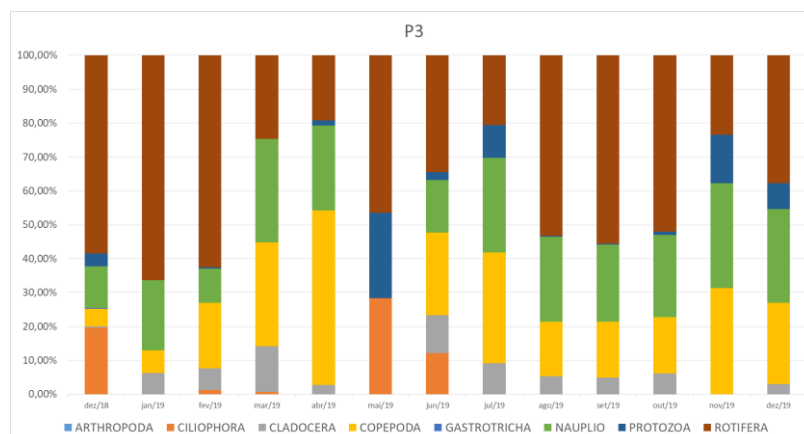
Figura 38 - Abundância de grupos de zooplâncton para a seção de monitoramento 2, no reservatório do Maranguapinho.



Fonte: Autor (2020).

No ponto 3 constatou-se que Rotifera e Copepoda também foram dominantes, contudo o grupo de nauplio passa a ser expressivo em todos os meses (Figura 39). Os valores totais mensais variaram de 990 ind./m³ a 3.000 ind./m³, já os específicos demonstraram maior variação de 0 ind./m³ a 1.180 ind./m³ (*Philodina sp.* mai./19 e jan./19, respectivamente). Os táxons monitorados seguiram o mesmo padrão de distribuição dos pontos anteriores, contudo *Lecane sp.*, *Philodina sp.* e *Polyarthra sp.* apareceram apenas nos meses chuvosos.

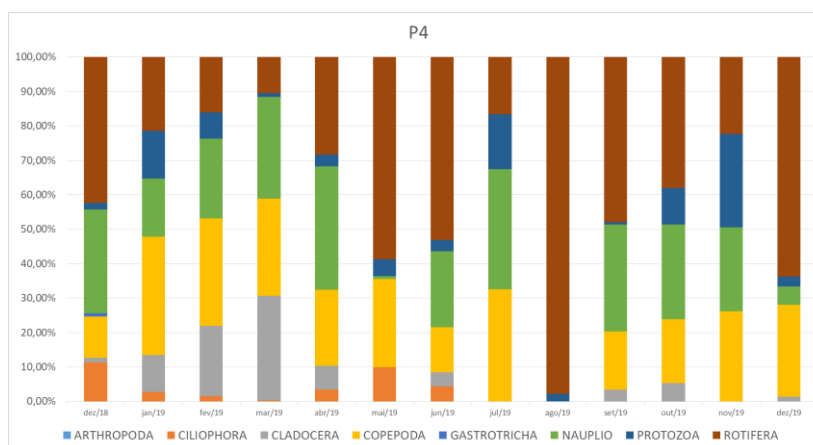
Figura 39 - Abundância de grupos de zooplâncton para a seção de monitoramento 3, no reservatório do Maranguapinho.



Fonte: Autor (2020).

Para o ponto 4, detectou-se a maior dominância de Rotifera, seguido por Nauplio e Copepoda (Figura 40). O grupo Cladocera aparece de forma mais expressiva nos meses chuvosos. A variação total constata foi de 1.210 ind./m³ a 3.000 ind./m³, ao passo que a específica foi de 0 ind./m³ a 1.410 ind./m³ (*Keratella tropica* mar./19 e dez./19, respectivamente). O padrão de aparecimento dos táxons se assemelha aquilo descrito para o ponto 3.

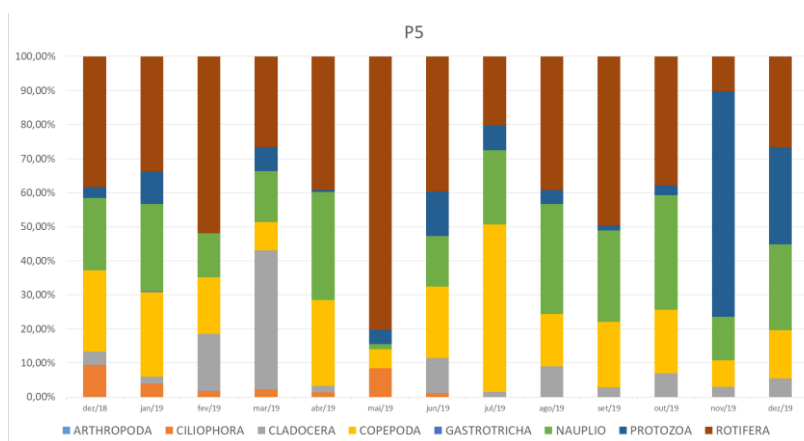
Figura 40 - Abundância de grupos de zooplâncton para a seção de monitoramento 4, no reservatório do Maranguapinho.



Fonte: Autor (2020).

No ponto 5, Rotifera, Nauplio e Cladocera obtiveram os maiores valores (Figura 41). Destaque-se que os meses de novembro e de dezembro as maiores porcentagens em relação ao grupo Protozoa, constituído pelo táxon *Arcella* sp. Os valores oscilaram de 710 a 3.000 ind./m³, enquanto que por táxon foram de 0 a 1.290 ind./L (*Arcella* sp. fev./19 e dez./19, respectivamente).

Figura 41 - Abundância de grupos de zooplâncton para a seção de monitoramento 5, no reservatório do Maranguapinho.



Fonte: Autor (2020).

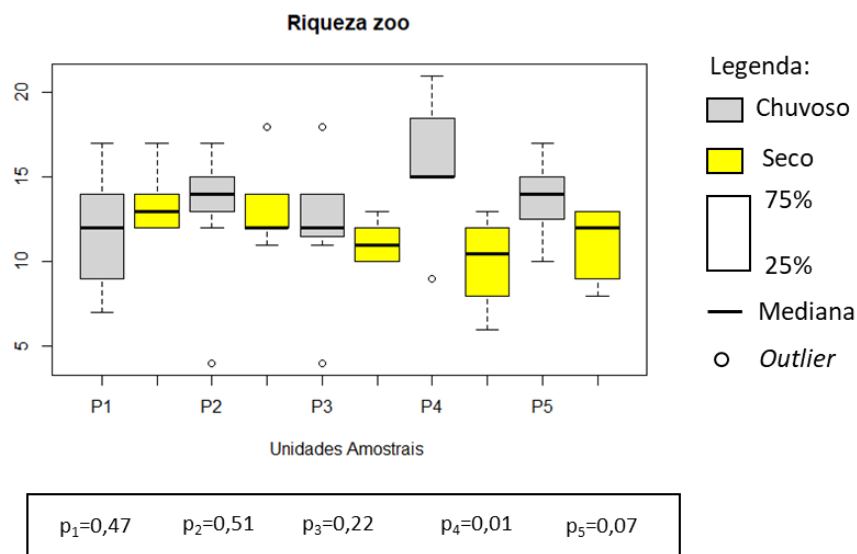
Eskinazi-Sant'Anna et al. (2013) esclarecem que em reservatórios semiáridos brasileiros a presença e dominância de táxons como *Brachionus havanensis*, *Hexarthra sp.*, *Keratella tropica*, *Diaphanosoma sp.*, *Notodiaptomus sp.* podem indicar a degradação da qualidade da água desses reservatórios pela condição da eutrofização relacionada a altas concentrações de nitrogênio, fósforo e densidades algais. A presença de nauplius podem estar relacionadas a estratégias adaptativas que, de certa forma, são capazes de equilibrar a alta mortalidade de algumas espécies antes de atingirem fases adultas, devido às condições do ambiente (ESPÍNDOLA et al, 2000). Especificamente aqueles do grupo *Hexarthra sp.* estão ligados à ambientes em estado oligo-mesotróficos (SOUSA et al., 2008), o que pode sustentar o seu aparecimento na estação chuvosa, quando as melhores condições de eutrofização (mais brandas) foram constatadas. Já os Cladóceros podem ter sido favorecidos pela disponibilidade de fitoplâncton de forma mais variada na estação chuvosa e desfavorecidos no período seco. Este grupo é influenciado pela quantidade de material em suspensão que pode diminuir a zona fótica e desfavorecer seu desenvolvimento (CARDOSO et al., 2008), como percebido neste estudo, de forma geral, com a evolução dos meses de estiagem.

Uma série de fatores concorrem para sustentar essa perspectiva, a partir da correlação de Spearman, para todo o período de monitoramento. A oxigenação, acima de 6 mg/L, foi um fator que estabeleceu relação positiva com o montante total de zooplâncton ($r=0,35$). Devido a essa disponibilidade, o oxigênio não pareceu indicar um fator limitante para a comunidade, preponderantemente dependente desse fator (DANTAS et al., 2009). A temperatura também foi favorável à totalidade do grupo ($r=0,10$), principalmente aos cladóceros ($r=0,30$). Isso ocorre porque a temperatura pode agir diretamente na solubilidade de alguns compostos, favoráveis ou não às diferentes espécies identificadas (ZAGATTO e BERTOLETTI, 2006). Ainda se constatou uma correlação positiva com os sólidos totais ($r=0,60$), podendo estes serem compostos de material mineral e de matéria orgânica. A primeira parcela é desfavorável aos grupos tendo em vista que o material pode obstruir algumas estruturas dos organismos, contudo a segunda parcela pode ser favorável à nutrição dos grupos se constituídos por determinados grupos do fitoplâncton (MEIRINHO e POMPEO, 2015). A totalidade dos indivíduos é desfavorecida pela progressão da poluição, através da inserção de nutrientes como fósforo total ($r=-0,43$), nitrito ($r=-0,58$) e nitrato ($r=-0,03$), elementos favoráveis à evolução da eutrofização e à redução da qualidade de água.

Em relação à riqueza do zooplâncton, não foram constatadas diferenças significativas para os pontos P1, P2, P3 e P5 ($p>0,05$) e entre os grupos de pontos lótico e lêntico (Figura 42). Essa diferença apenas foi percebida para o ponto P4, temporalmente. Os valores de riqueza

constatados nos experimentos variaram de 5 (P5) a 21 (P4). De maneira geral, os valores foram superiores na estação chuvosa, indicando que a riqueza tem uma tendência à redução como a progressão do monitoramento. Isso pode estar ligado à progressão da eutrofização e ao aumento do número de cianobactérias, o que desfavorece a maioria dos grupos do zooplâncton.

Figura 42 - Variação espaço-temporal dos valores de riqueza de zooplâncton e p-valor do teste U de Mann-Whitney para o reservatório do Maranguapinho.



Fonte: Autor (2020).

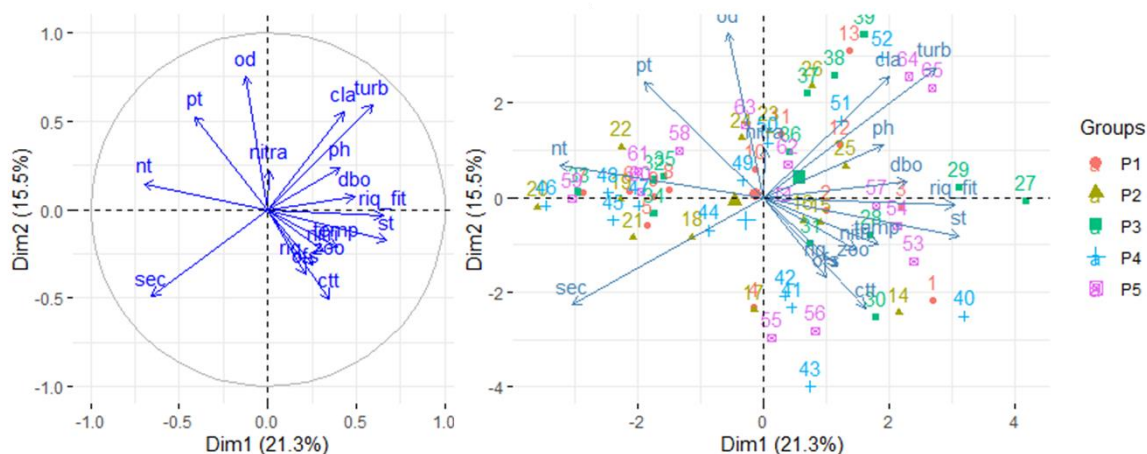
Miranda et al. (2013), ao estudarem lagoas da região mineira, perceberam que uma baixa riqueza de zooplâncton estava relacionada ao estado trófico do reservatório e à dominância por grupos de cianobactérias. Isso pode indicar que, como o aumento do estado de eutrofização, as toxinas disponíveis no meio podem ter interferido diretamente na comunidade. Isso se evidencia ainda quando os valores do IET são numericamente desfavoráveis ao total de zooplâncton ($r=-0,39$). Entretanto, a presença de clorofila “a” também é favorável ao Rotífera ($r=0,26$), sugerindo que determinados grupos do fitoplâncton que se desenvolvem progressivamente com a eutrofização favorecem esse grupo. Essa correlação do IET também permite identificar ser o grupo Cladocera os mais desfavorecidos ($r=-0,75$). Em relação aos cladóceros, Sampaio et al. (2002) identificaram esse mesmo comportamento em sete reservatórios da região paulista ao estudarem a zona limnética, ao estudarem a progressão da eutrofização.

5.7 Análise multivariada

Em busca de entender como a qualidade da água varia nos diferentes pontos, aplicou-se a análise de componentes principais onde se buscou entender se as características observadas em cada ponto foram suficientes para formar grupos semelhantes. Ressalte-se que o código utilizado procedeu a normalização dos dados, ajustados em termos de escala e que foram utilizadas 3 abordagens devido à variabilidade climática, assim a PCA foi aplicada para todo o período de monitoramento bem como para os períodos de chuva e de estiagem separadamente.

A Tabela 17 (APÊNDICE D) apresenta os autovalores por cada componente, a porcentagem de variação total ou de explicação de dados e a porcentagem acumulada gerados pelo cálculo da PCA. A figura 43 ilustra o primeiro e segundo fatores da PCA, esses dois primeiros fatores explicam 36,7% da variação de dados. Na mesma figura, percebeu-se a formação de 2 grupos principais. No primeiro quadrante há uma forte relação entre clorofila “a”, DBO, nitrato, pH e turbidez, o que pode indicar a influência da fotossíntese (quando se relaciona pH e clorofila “a”), algumas consequências da eutrofização (como o aumento da turbidez relacionado à clorofila “a”) e também a influência da parcela biogênica na DBO (clorofila “a” e DBO), além da poluição orgânica. No quarto quadrante, observa-se a influência do nitrito e do ortofosfato na riqueza do zooplâncton e do fitoplâncton, também como uma consequência do processo de eutrofização, conforme elucidado nos tópicos anteriores. Em relação à nuvem de 65 pontos, que representam as 05 seções de monitoramento ao longo dos meses, não foi possível traçar uma tendência comportamental. A heterogeneidade dos dados não permitiu que fossem divididos entre zonas de afluentes e zona de reservatório (lótico e lântico).

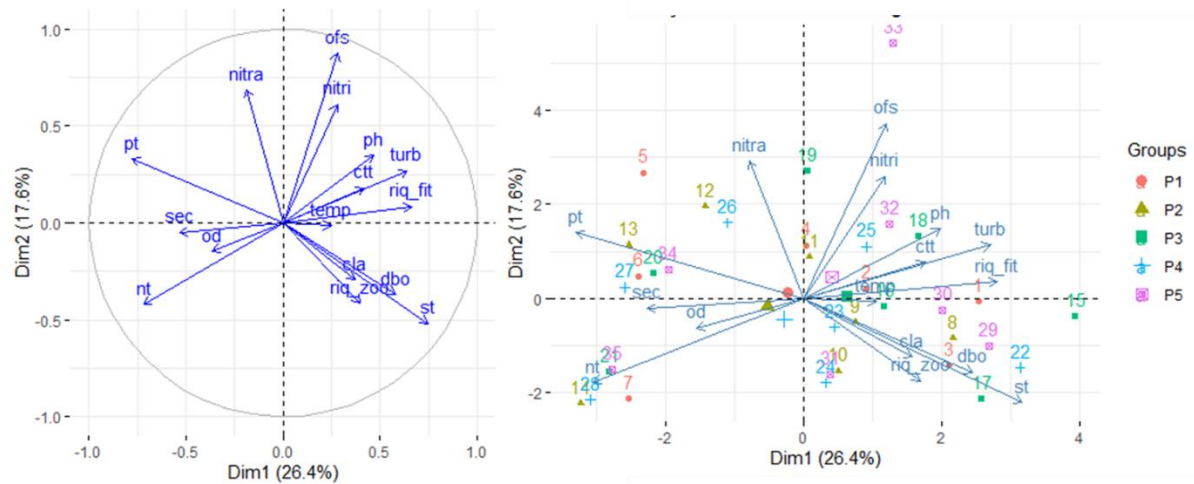
Figura 43 - ACP das variáveis limnológicas, riqueza de fitoplâncton e zooplâncton e evolução das unidades amostrais para todo o período de monitoramento do reservatório do Maranguapinho (dez/18 a dez/19). od=oxigênio dissolvido; pt=fósforo total; nt=nitrogênio total; nitra=nitrato; cla=clorofila “a”; turb=turbidez; ph= pH; dbo=demanda bioquímica de oxigênio; riq_fit=riqueza fitoplâncton; st=sólidos totais; temp=temperatura; nitri=nitrato; ctt=coliformes termotolerantes; ofs=ortofosfato; riq_zoo=riqueza zooplâncton; sec=transparência de Secchi.



Fonte: Autor (2020).

Na Tabela 18 (APÊNDICE D) encontram-se os resultados dos cálculos da PCA para o período de chuvas. A figura 44 ilustra o primeiro e segundo fatores da PCA, conseguindo explicar 43,99% da variação de dados detectado para o reservatório do Maranguapinho. Os grupos formados sugerem a influência dos diferentes tipos de poluição. No primeiro quadrante notou-se a relação entre os nutrientes e temperatura favorecendo a riqueza de fitoplâncton e também a disponibilidade de termotolerantes. Este últimos estabelecem uma relação contrária ao oxigênio dissolvido, podendo ser indicado como agente bactericida (PACHECO, 2006). Já no quarto quadrante percebeu-se que a riqueza de fitoplâncton (nas adjacências) e zooplâncton está influenciada pela clorofila, pelo que foi elucidado anteriormente, nesse momento de eutrofização mais branda, os grupos poderiam estar se desenvolvendo de uma melhor forma pela disponibilidade de alimentos (nutrientes como ortofosfato e nitrato no caso do fitoplâncton, e diferentes grupos de fitoplâncton no caso do zooplâncton). Há também uma relação forte entre a DBO e a parcela de sólidos, indicando que o material alóctone pode gerar influências sobre este fenômeno. Também não foram percebidos agrupamentos bem definidos na nuvem de pontos em relação às seções de monitoramento.

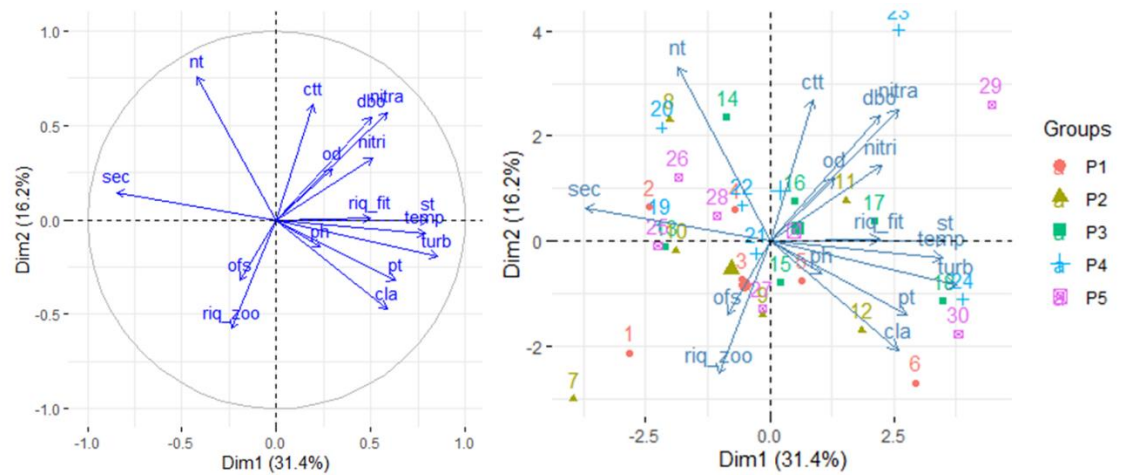
Figura 44 - ACP das variáveis limnológicas, riqueza de fitoplâncton e zooplâncton e evolução das unidades amostrais para o período de chuvas no reservatório do Maranguapinho (dez/18 a jun/19). od=oxigênio dissolvido; pt=fósforo total; nt=nitrogênio total; nitra=nitrato; cla=clorofila “a”; turb=turbidez; ph= pH; dbo=demanda bioquímica de oxigênio; riq_fit=riqueza fitoplâncton; st=sólidos totais; temp=temperatura; nitri=nitrito; ctt=coliformes termotolerantes; ofs=orotofosfato; riq_zoo=riqueza zooplâncton; sec=transparência de Secchi.



Fonte: Autor (2020).

A Tabela 19 (APÊNDICE D) mostra os resultados da PCA para o período seco. A figura 45 ilustra o primeiro e segundo fatores da PCA, conseguindo explicar 47,5% da variação de dados detectado para o reservatório. Nessa abordagem, percebe-se a formação de 04 grupos. Destaque-se que o quarto quadrante indica que a riqueza e a densidade de fitoplâncton (expressa pela clorofila “a”) é diretamente proporcional à disponibilidade de fósforo, nutriente limitante do sistema, e de nitrito e nitrato (localizados no primeiro quadrante). Nesse momento de maior eutrofização, percebeu-se que a presença das cianobactérias em maior número ocasiona a redução da riqueza de zooplâncton (localizado no terceiro quadrante, oposto). Destaque-se também que a condição de eutrofização e disponibilidade de sólidos foi negativamente relacionada à profundidade de Secchi. Nessa abordagem, assim como nas anteriores, não foi detectada a formação de grupos em termos espaciais.

Figura 45 - ACP das variáveis limnológicas, riqueza de fitoplâncton e zooplâncton e evolução das unidades amostrais para o período de estiagem no reservatório do Maranguapinho (jul/19 a dez/19). od=oxigênio dissolvido; pt=fósforo total; nt=nitrogênio total; nitra= nitrato; cla=clorofila “a”; turb=turbidez; ph= pH; dbo=demanda bioquímica de oxigênio; riq_fit=riqueza fitoplâncton; st=sólidos totais; temp=temperatura; nitri=nitrito; ctt=coliformes termotolerantes; ofs=orotofosfato; riq_zoo=riqueza zooplâncton; sec=transparência de Secchi.



Fonte: Autor (2020).

6 CONCLUSÕES

Percebeu-se que o padrão espacial foi influenciado pelas oscilações temporais das variáveis em decorrência da influência climática, o que permitiu identificar três momentos para o reservatório. No primeiro, existe um aporte de material alóctone para a bacia, fazendo com que alguns compostos tenham aumento na concentração. No segundo, o fenômeno de diluição atua, abrandando algumas características e, por fim, a evapoconcentração demonstra uma tendência à redução da qualidade da água.

Em relação aos parâmetros físicos, químicos e biológicos, comparados à CONAMA 357/2005 para um corpo hídrico de classe II, constatou-se que a DBO, o fósforo e a clorofila “a” não estiveram dentro dos limites durante a totalidade do monitoramento e os coliformes termotolerantes ultrapassaram os valores no período chuvoso. Isso atesta os crescentes impactos antrópicos no reservatório. Para a maioria das situações, as variáveis não apresentaram diferenças estatisticamente significantes em termos espaciais e temporais.

Como consequência, o estudo da evolução do estado trófico permitiu identificar que existem alterações crescentes na nutrição da água reservada, com uma tendência a uma eutrofização mais severa na estiagem. A classificação média do reservatório manteve-se em hipereutrófico, pior situação possível. A situação aludida é influenciada pelo intenso aporte de nutrientes e de material externo devido às diferentes atividades na bacia (criação de animais, plantações, extração de sólidos para construção civil, descarte irregular de resíduos sólidos). A evolução do índice de qualidade de água gerou uma classificação “aceitável”, embora tenha sido constatado o estado de degradação, a oxigenação da água, o baixo contingente de coliformes no período de estiagem e a faixa de pH como tendência ao neutro contribuíram para que índices piores não tenham sido detectados.

O estudo do fitoplâncton corroborou com a evolução da eutrofização, favorecendo progressivamente maiores densidades de cianobactérias no reservatório. Esse grupo foi favorecido pelas condições ambientais do reservatório, principalmente a disponibilidade de nutrientes. Em relação à nutrição, houve indícios para o fósforo ser o nutriente limitante, principalmente devido à maior disponibilidade de nitrogênio, às estratégias adaptativas dos grupos componentes do fitoplâncton e aos altos valores constatados na relação N:P.

Na comunidade do zooplâncton, foram identificados taxa que são indicadores de ambientes eutrofizados. Essa comunidade foi favorecida pela oxigenação, temperatura e disponibilidade alimentar em decorrência dos sólidos que podem conter material orgânico. Entretanto foram desfavorecidos pela disponibilidade de nutrientes, diretamente ligado ao

processo de eutrofização. A riqueza da comunidade mostrou tendência ao decréscimo concomitante à evolução do índice de eutrofização, indicando que grupos melhor adaptados a essa realidade dominavam.

A aplicação da análise de componentes principais não permitiu identificar formação de grupos relacionados às unidades amostrais, mas erou conglomerados que se relacionam às variáveis limnológicas.

A situação de degradação do sistema não deve ser encarada como inadequação do corpo hídrico, mas sim como necessidade de implementação de técnicas de manejo que melhorem a qualidade da água contida. Deve-se avaliar os procedimentos para adequação da água para fins de abastecimento.

REFERÊNCIAS

- ACHITE, M.; OUIILLON, S. Suspended sediment transport in a semiarid watershed, Wadi Abd, Algeria (1973-1995). **Journal of Hydrology**. v.343, p.187-202,2007.
- ADRIAN, R. et al. Lakes as sentinels of climate change. **Limnology and Oceanography**, v. 54, n. 6, part. 2, p. 2283–2297, 2009.
- ALEXANDRE, D. M. B. et al. Investigação da qualidade de águas em reservatório do semiárido usando geoprocessamento e análise multivariada. **Ciência Agrônômica**, Fortaleza, v. 41, n. 4, p.554-561, dez. 2010.
- ALMEIDA, L. Q.; CARVALHO, P. F. Riscos naturais e sítio urbano - inundações na bacia hidrográfica do rio Maranguapinho, região metropolitana de Fortaleza, Brasil. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, S.i, v. 11, n. 2, p. 35-49, dez. 2010.
- ANA. **Portal da qualidade das águas- Indicadores de qualidade: Índice de qualidade das águas (IQA)**, 2016. Disponível em: <http://portalpnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx>. Acesso em 08 Ago. 2019.
- APHA (American Public Health Association). **Standard methods for the examination of water and wastewater**, 21 Ed. Washington, DC, 1200 p, 2012.
- ARAGÃO, N.K.C.V.; GOMES, C.T.S.; LIRA, G.A.S.T.; ANDRADE, C.M. Estudo da comunidade fitoplancônica no reservatório do Carpina-PE, com ênfase em Cyanobacteria. **Revista Instituto Adolfo Lutz**, v. 66, n. 3, p. 240-248. 2007.
- ASSUNÇÃO, C. D. C. **Análise da ampliação vertical do Aterro Metropolitano Oeste de Caucaia-CE**. 2008. 111 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Civil, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2008.
- AZEVEDO, A. C. G de; FEITOSA, F.a A N.; KOENING, M. L. Distribuição espacial e temporal da biomassa fitoplancônica e variáveis ambientais no Golfão Maranhense, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, [s.l.], v. 22, n. 3, p. 870-877, set. 2008. FapUNIFESP (SciELO).
- AZEVEDO, S. M. F. O.; CARMICHAEL, W. W.; JOCHIMSEN, E. M.; RINEHART, K. L.; LAU, S.; SHAW, G. R.; EAGLESHAM, G. K. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru, Brazil. **Toxicology**, 181: 441-446, 2002.
- BARBOSA, I. M. B. R.; CIRILO, J. A. Operação de reservatório em função da contribuição média de fósforo - Parte II. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [s.l.], v. 21, n. 1, p. 219-226, mar. 2016. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41520201600100145025>;
- BARBOSA, V. V. **EGERIA Densa em Reservatório do Semiárido e Relação com Cianobactéria Tóxica**. 2019. 81 f. Tese (Doutorado) - Curso de Doutorado em Engenharia Ambiental, Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2019;

BARROS, L. R. **O índice de estado trófico e sua adaptação para os sistemas lênticos do semiárido cearense**. 2013. 85 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-graduação em Gestão de Recursos Hídricos, Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013.

BATISTA, B. D.; FONSECA, B. M. Fitoplâncton da região central do Lago Paranoá (DF): uma abordagem ecológica e sanitária. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [s.l.], v. 23, n. 2, p.229-241, mar. 2018. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522018169124>.

BENNDORF, J.; BOING, W.; KOOP, J.; NEUBAUER, I. Top-down control of phytoplankton: the role of time scale, lake depth and trophic state. **Freshwater biology**, v.47, p. 2282-2295, 2002.

BICUDO, C.E.M.; MENEZES, M. **Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições**. RiMa Editora, São Carlos, 489 p. 2006.

BIER, O. **Bactérias intestinais**. **Microbiologia e Imunologia**. 24 ed. São Paulo: Melhoramentos, 1985.

BORGES, J.T. **Avaliação do Estado Trófico e Sanitário e a Adsorção de Fósforo no Sedimento da Lagoa do Taquaral**. Campinas. Tese (Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas. 1998. 120p.

BRAGA, E. de A. S. **Determinação dos compostos inorgânicos nitrogenados (amônia, nitrito e nitrato) e fósforo total, na água do açude gavião, e sua contribuição para a eutrofização**. Engenharia Hidráulica e Ambiental, Fortaleza: UFC, 2006. 120p. Dissertação Mestrado.

BRAGA, G. G.; BECKER, V.; OLIVEIRA, J. N. P. de; MENDONÇA JUNIOR, J. R. de; BEZERRA, A. F. de M.; TORRES, L. M.; GALVÃO, A. M. F.; MATTOS, A. Influence of extended drought on water quality in tropical reservoirs in a semiarid region. **Acta Limnologica Brasiliensia**, [s.l.], v. 27, n. 1, p. 15-23, mar. 2015. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x2214>. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2179-975X2015000100003&lng=en&tlng=en. Acesso em: 03 fev. 2020;

BRASIL. **Lei nº 9.433**, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF 09/01/1997, P. 470. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9433.htm Acesso em: 10 set. 2019.

_____. **RESOLUÇÃO Nº 357/2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. > Acesso em 15 ago.2019.

BRETT, M. T.; MÜLLER-NAVARRA, D. C. The role of highly unsaturated fatty acids in aquatic food-web processes. **Freshwater Biology**, vol. 38, p. 483-500, 1997.

BRITO, S. L.; MAIA-BARBOSA, P. M.; PINTO-COELHO, R. M. **Zooplankton as an indicator of trophic conditions in two large reservoirs in Brazil**. Lakes and reservoirs: research and management, v. 16, p.253-264, 2011.

BRITTO, F. Br. et al. Avaliação da qualidade da água superficial dos principais afluentes do baixo rio São Francisco em Sergipe. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, On-line., v. 23, n. 28, p.1-11, dez., 2018.

CAMARGO, A. F. M.; PEZZATO, M. M.; HENRY-SILVA, G. G. Fatores limitantes à produção primária. In THOMAZ, SM. e BINI, LM. ed. Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas. Maringá: Eduem, p. 59-83. 2003.

CAMPOS, V. N. de O.; FRACALANZA, A. P. GOVERNANÇA DAS ÁGUAS NO BRASIL: conflitos pela apropriação da água e a busca da integração como consenso. : CONFLITOS PELA APROPRIAÇÃO DA ÁGUA E A BUSCA DA INTEGRAÇÃO COMO CONSENSO. **Ambiente & Sociedade**, Campinas, v. 12, n. 2, p. 365-383, dez. 2010.

CARDOSO, A. S. et al. Análise da presença do fitoplâncton em bacia integrante do Projeto de Integração do Rio São Francisco, região semiárida, Nordeste brasileiro. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s.l.], v. 22, n. 2, p. 261-269, 21 nov. 2016. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522016146707>;

CARDOSO, L. S.; RAMOS, J. D.; MELLO, H. O. DE O. Composição, densidade e abundância das populações de Cladocera, Copepoda e Rotifera de Áreas de Proteção Permanente do rio Uberabinha. **Em Extensão**, n. 2, vol. 7, p.95-106. 2008.

CARLSON, R.E. A Trophic State Index for Lakes. **Limnology Oceanography**. v. 22, n. 2, p. 361-369, 1977.

CARVALHO, F.S.; BUARQUE, D.C. & CARVALHO, G.S. **Disponibilidade Hídrica da Bacia Hidrográfica do Rio São Miguel**. In: VI Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste. Maceió, AL, Brasil. 2002.

CARVALHO, A. R.; SCHLITTLER, F. H. M.; TORNISIELO, V. L. Relações da atividade agropecuária com parâmetros físicos químicos da água. **Química Nova**, v. 23, n. 5, p. 618-622, 2000.

CASSOL, A.P.V. *et al.* Climate factors and limnological conditions shaping phytoplankton community in two subtropical cascading reservoirs. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 2017, vol. 29, e17.

CEARÁ. LEI 14.844, DE 28 DE DEZEMBRO 2010. **Dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos, institui o Sistema Integrado de Gestão de Recursos Hídricos - SIGERH, e dá outras providências**, Fortaleza, CE, jan. 2020. Disponível em: < <https://belt.al.ce.gov.br/index.php/legislacao-do-ceara/organizacao-tematica/desenv-regional->

recursos-hidricos-minas-e-pesca/item/379-lei-n-14-844-de-28-12-10-do-30-12-10>. Acesso em: 27 jan. 2020.

CERON, L. P. Efluentes: **Resolução CONAMA 430/2011, o que mudou?**. 2012. Disponível em: <http://revistadae.com.br/site/noticia/6158-Efluentes-Resolucao-CONAMA-4302011,-o-que-mudou_>. Acesso em: 29 dez. 2019.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Norma Técnica L5.303 - Fitoplâncton de Água Doce – Métodos Qualitativo e Quantitativo (Método de Ensaio)**, março, 2005.

_____. **Norma Técnica N5.306 - Determinação de pigmentos fotossintetizantes - clorofila-A, B e C e feofitina-A: método de ensaio**. São Paulo. 1990, 22p. Disponível em <<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/servicos/normas/pdf/L5306.pdf>>. Acesso em 03 jul. 2019

_____. **Relatório da qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2012/CETESB**. São Paulo: CETESB. Disponível em <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/35-publicacoes/-relatorios>>. Acesso em: 08 Ago. 2019.

_____. Zooplâncton de água doce: métodos qualitativo e quantitativo. **Norma técnica L5.304**. São Paulo, 2012.

CHAVES, F. I. B. **Dinâmica de fitoplâncton e variáveis limnológicas no reservatório de General Sampaio, semiárido do Ceará**. 2013. 109 f. Tese (Doutorado) - Curso de Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Departamento de Biologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013;

CHELLAPA, N.; CHELLAPA, S. L.; CHELLAPA, S. Harmful phytoplankton blooms and fish mortality in a eutrophicated reservoir in northeast Brazil. **Brazilian Archives Of Biology And Technology**, Brasil, v. 51, n. 4, p.833-841, ago. 2008.

CONLEY, D.J. Biogeochemical Nutrient Cycles and Nutrient Management Strategies. **Hydrobiologia**, 410:87-96. 2000.

COOK, P.L.M.; ALDRIDGE, K.T.; LAMONTAGNE, S. & BROOKES, J.D. Retention of nitrogen, phosphorus and silicon in a large semi-arid riverine lake system. **Biogeochemistry**, 99: 49-63. 2010.

COSTA, M.R.A., ATTAYDE, J.L. and BECKER, V. Effects of water level reduction on the dynamics of phytoplankton functional groups in tropical semi-arid shallow lakes. **Hydrobiologia**, 2016, 778(1), 75-89.

COSTA, S. M.; APPEL, E.; MACEDO, C. F.; HUSZAR, V. L. M. Low water quality in tropical fishponds in southeastern Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, [s.l.], v. 86, n. 3, p. 1181-1195, set. 2014.

COUCEIRO, S. R. M.; HAMADA, N. Os instrumentos da política nacional de recursos hídricos na região norte do Brasil. **Oecologia Australis**, [s.l.], v. 15, n. 04, p. 762-774, dez. 2011. *Oecologia Australis*. <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2011.1504.02>.

COVENEY, M. F. LOWE, E. F.; BATTOE, L. E.; MARZOLOF, E. R., CONROW, R. 2005. Response of a eutrophic, shallow subtropical lake to reduced nutrient loadinf. **Freshwater biology**. .1, n. 50, p. 1718-1730. 2005.

CRUZ, P. S. Dinâmica do fitoplâncton e evolução trófica de reservatório no Semiárido brasileiro. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, [s.l.], v. 13, n. 4, p. 1-7, set. 2018. Disponível em: <https://www.gvaa.com.br/revista/index.php/RVADS/rt/printeFriendly/5629/5933>. Acesso em: 20 fev. 2020;

CUNHA, D.G.F.; CALIJURI, M.C.; LAMPARELLI, M.C.; MENEGON JUNIOR, N. Resolução CONAMA 357/2005: análise espacial e temporal de não conformidades em rios e reservatórios do estado de São Paulo de acordo com seus enquadramentos (2005-2009). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n. 2, p. 159-168. 2013.

CUNHA, C. de L. da N.; FERREIRA, A. P. Modelagem matemática para avaliação dos efeitos de despejos orgânicos nas condições sanitárias de águas ambientais. **Cad. Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 8, p. 1715-1725, ago. 2006;

CUNHA-SANTINO, M. B. da; BUZELLI, G. M. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita, SP. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal Of Applied Science**, [s.l.], v. 8, n. 1, p. 186-205, 30 abr. 2013. Instituto de Pesquisas Ambientais em Bacias Hidrográficas (IPABHi). <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.930>. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S1980-993X2013000100014&lng=en&nrm=iso&tlng=en. Acesso em: 05 mar. 2020;

DAAE. Departamento de águas e energia elétrica de São Paulo. **Os direitos da água**. 2013. Disponível em: < http://www.daae.sp.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=938:os-direitos-da-agua&catid=48:noticias&Itemid=53>. Acesso em: 07 jan. 2020.

DANIEL, L. A. (Coord.). **Processos de desinfecção e desinfetantes alternativos na produção de água potável**. Rio de Janeiro: RiMa, 2001.

DANTAS, C. M. **Aspectos da microbiologia de reservatórios do semiárido nordestino (Brasil)**: qualidade de água e concepções espontâneas de professores de escolas públicas. 2010. 61 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa Regional de Pós-graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2010;

DANTAS, E. W., et al. Efeito das variáveis abióticas e do fitoplâncton sobre a comunidade zooplânctônica em um reservatório do Nordeste brasileiro. **Iheringia, Série Zoológica**, Porto Alegre, v. 98, n. 2, p. 132-141, 30 jun. 2009;

DANTAS-SILVA, L. T.; DANTAS, E. W. Zooplâncton (rotífera, cladocera e copepoda) e a eutrofização em reservatórios do nordeste brasileiro. **Oecologia Australis**, [s.l.], v. 17, n. 2, p. 53-58, jun. 2013. *Oecologia Australis*. <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2013.1702.06>. Disponível em: <https://revistas.ufrj.br/index.php/oa/article/view/8270>. Acesso em: 20 mar. 2020;

DELLAMANO-OLIVEIRA, M.J.; VIEIRA, A.A.H.; ROCHA, O.; COLOMBO, V.; SANTANNA, C.L. Phytoplankton taxonomic composition and temporal changes in a tropical reservoir. **Fundamental and Applied Limnology**, v. 171, p. 27-38, 2008.

DE MOTT, W. R.; GULATI, R. D.; VAN DONK, E. Daphnia food limitation in three hypertrophic Dutch lakes: evidence for exclusion of large bodied species by interfering filaments of cyanobacteria. **Limnology and Oceanography**, vol. 46, p. 2054-2060, 2001.

DEUS, R. M.; BATTISTELLE, R. A. G.; SILVA, G. H. R. Resíduos sólidos no Brasil: contexto, lacunas e tendências. : contexto, lacunas e tendências. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s.i.], v. 20, n. 4, p. 685-698, dez. 2015. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522015020040129347>.

ELSER, J.J.; ANDERSEN, T.; BARON, J.S.; BERGSTROM, A.K.; JANSSON, M.; KYLE, M.; NYDICK, K.R.; STEGER, L. & HESSEN, D.O. 2009. Shifts in lake N:P stoichiometry and nutrient limitation driven by atmospheric nitrogen deposition. **Science**, v. 326, p. 835-837, 2009.

ENGESOFT – Engenharia e Consultoria S/S. **Elaboração do plano de saneamento ambiental da região metropolitana de Fortaleza-CE**. Tomo II, vol. 1. Fortaleza, 2008. 271 p.

ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M., et al. Zooplankton assemblages in eutrophic reservoirs of the Brazilian semi-arid. **Braz. J. Biol.**, [s.l.], v. 73, n. 1, p. 37-52, 28 fev. 2013;

ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M.; MENEZES, R.; COSTA, I. S.; PANOSSO, R. F. ARAÚJO, M. F.; ATTAYDE, J. L. Composição da comunidade zooplânctônica em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. **Oecologia Brasiliensis**, 11(3):410-421. 2007.

ESPÍNDOLA, E. L. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; RIETZLER, A. C. & TUNDISI, J. G. Spatial heterogeneity of the Tucuruí reservoir (State of Pará, Amazonia, Brazil) and the distribution of zooplankton species. **Revista Brasileira de Biologia** n. 2, v. 60, p.179-193, 2000.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de Limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

ESTEVES, F. A.; PANOSSO, R. 2011. “Fósforo”. In: ESTEVES, F. de A (Org.) 2011. **Fundamento da Limnologia**. 3ª ed. São Paulo. Editora Interciência, p. 259-281. 2011.

ESTEVES; K. E.; SENDACZ, S. Relações entre a biomassa do zooplâncton e o estado trófico de reservatórios do estado de S. Paulo. **Acta Limnol. Bras.**, 2: 587-604. 1988.

FEITOSA, L. S. **ASPECTOS LIMNOLÓGICOS DA PEQUENA AÇUDAGEM NO SEMIÁRIDO: ESTUDO DE CASO DOS AÇUDES DO ASSENTAMENTO 25 DE MAIO, MADALENA-CE**. 2011. 130 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa Regional de Pós-graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2011;

FERNANDES, L.F; WOSIAK, A.C.; DOMINGUES, L.; PACHECO, C.V.; LAGOS, P.E.D. Comunidades Fitoplanctônicas em Ambientes Lênticos. In: **Gestão Integrada de Mananciais de Abastecimento Eutrofizados**. ANDREOLI, C.V. e CARNEIRO, C. Curitiba: Sanepar Finep, p. 315-366, 2005.

FLECK, L.; TAVARES, M. H. F.; EYNG, E. PRINCIPAIS MODELOS MATEMÁTICOS DE QUALIDADE DA ÁGUA E SUAS APLICAÇÕES: UMA REVISÃO. **Revista Eletrônica Científica Inovação e Tecnologia**, [S. I.], v. 1, n. 7, p.47-62, dez. 2013.

FRAGOSO JR., C. R.; FERREIRA, T. F.; MOTTA MARQUES, D. M. L. **Modelagem ecológica em ecossistemas aquáticos**. 1. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2009. v. 1. 304p.

FRANZEN, M. **Dinâmica do Fósforo na interface água-sedimento em reservatórios**. (Tese de Doutorado). 244p. Universidade Federal do Rio Grande do Sul – Instituto de Pesquisas Hidráulicas. Porto Alegre – RS, 2009.

FREIRE, R. H. **Aspectos limnológicos de três reservatórios que abastecem a região metropolitana de Fortaleza – Açudes Pacajus, Pacoti e Gavião**. Dissertação de mestrado em Engenharia Civil – Departamento de Engenharia hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 290p; 2000.

FREITAS, F. R. S. **Eutrofização no reservatório Cruzeta na bacia representativa do rio Seridó - RN**. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Sanitária, Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 95 f ., 2008.

FULAN, J. A.; DAVANSO, R.; HENRY, R. A variação nictemeral das variáveis físicas e químicas da água influencia a abundância dos macroinvertebrados aquáticos? **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 7, n. 2, p. 150-154, 02 abr. 2009. Disponível em: <http://www.ufrgs.br/seerbio/ojs/index.php/rbb/article/view/1159>. Acesso em: 17 fev. 2020;

FUNCEME. **Portal hidrológico do Ceará**. 2020. Disponível em: < <http://www.hidro.ce.gov.br/>>. Acesso em 14 jan. 2020.

GALLOWAY, J.N.; ABER, J. D.; ERISMAN, J.W.; SEITZINGER, S.P.; HOWARTH, R.W.; COWLING, E.B. & COSBY, B.J. 2003. The nitrogen cascade. **Bioscience**, v. 53, p. 341-356, 2003.

GOMES, F. B. M. **ANÁLISE DA QUALIDADE AMBIENTAL DO RIO ACARAÚ NO ESPAÇO INTRAURBANO DA CIDADE DE SOBRAL-CE**: efeitos, consequências e desafios. 2017. 173 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestrado Acadêmico em Geografia, Universidade Estadual Vale do Acaraú, Sobral, 2017.

HAN, C. et al. Impact of upstream river inputs and reservoir operation on phosphorus fractions in water-particulate phases in the Three Gorges Reservoir. **Science Of The Total**

Environment, [s.l.], v. 610-611, p.1546-1556, jan. 2018. Elsevier BV. Disponível em: <
<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.109>>. Acesso em: 27 maio 2019.

HIJNEN, W. A. M.; BEERENDONK, E. F.; MEDEMA, G. J. Inactivation credit of UV radiation for viruses, bacteria and protozoan (oo)cysts in water: a review. **Water Research**, New York, v. 40, p. 3-22, 2006.

JARDIM, F.A.; MOREIRA, A.A.; SANTOS, D.M.; PIMENTA, M.C.A.; GIANI, A. **Avaliação química das florações de Cianobactérias: uma ferramenta útil para o monitoramento**. 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belo Horizonte, MG. ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, p.1-8, 2007.

JEPPESEN, E. Zooplankton response to climate warming : a mesocosm experiment at contrasting temperatures and nutrient levels. **Hydrobiologia**, 742(1), 185–203. 2015.

JORGENSEN, S. E. **Lagos e reservatórios. Qualidade da água: o impacto da eutrofização**. UNEP-IET/ILEC/IE. PNUMA/Instituto Internacional de Ecologia. São Carlos, SP. Vol. 3. 28 p. 2002.

KLOTZ, M.G.; STEIN, L.Y. 2008. Nitrifier genomics and evolution of the nitrogen cycle. **Fems Microbiology Letters**, [S.I.], v. 278, p.146-156. 2008.

KOLM, H. E. Influência da pluviosidade na qualidade da água de dois sangradouros do litoral do Paraná, Brasil. **Braz. J. Aquat. Sci. Technol.**, [s.l.], v. 20, n. 2, p. 1-11, jul. 2016;

LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento**. Tese- doutorado (Instituto de Biociências). Universidade de São Paulo, São Paulo, 207 f., 2004.

LANDA, G. G.; DEL AGUILA, L. M. R.; PINTO-COELHO, R. M. Distribuição espacial e temporal de *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) (Rotifera) em um grande reservatório tropical (reservatório de Furnas), Estado de Minas Gerais, Brasil. **Acta Scientiarum**, v. 24, n. 2, p. 313-319, 2002.

LEAL, P.R. **Avaliação de indicadores do estado trófico de uma lagoa costeira: lagoa de Jacuném**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Oceanografia) - Centro de Ciências Humanas e Naturais, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória. 2006.

LEE, R.E.. **Phycology**. 4.ed., Cambridge University Press, 2008.

LOBO, E. A.; CALLEGARO, V. L .M.; BENDER, E. P. **Utilização de diatomáceas epilíticas como indicadores da qualidade da água m rios e arroios da região hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil**. Santa Cruz do Sul: EDUNISC; 2002.

LOPES, I. K. C.; BARROS, M. U. G.; PESTANA, C. J.; CAPELO NETO, J. Prevalence of paralytic shellfish poison-producing *Planktothrix agardhii* and *Cylindrospermopsis raciborskii* in a Brazilian semi-arid reservoir. **Acta Limnologica Brasiliensia**, [s.l.], v. 27, n. 2, p. 238-246, jun. 2015. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x5014>.

Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2179-975X2015000200238&lng=en&tlng=en. Acesso em: 20 jan. 2020;

LIND, T. O.; DOYLE, R.; VODOPICJ, D. S.; TROTTER, G. B.; LIMÓN, J. G.; DAVALOS-LIND, L. Clay turbidity: regulation of phytoplankton in a large, nutriente-rich tropical lake. **Limnol. Oceanogr.** 37 (3) 549-565. 1992.

MAIA, J. A. **ANÁLISE GEOECOLÓGICA DAS PAISAGENS E PLANEJAMENTO AMBIENTAL DA BACIA DO RIO MARANGUAPINHO, CEARÁ, BRASIL.** 2015. 193 f. Tese (Doutorado) - Curso de Pós-graduação em Geografia, Departamento de Geografia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2015.

_____. **QUALIDADE AMBIENTAL E NÍVEL DE EUTROFIZAÇÃO DO RIO MARANGUAPINHO NA REGIÃO METROPOLITANA DE FORTALEZA-CE.** 2011. 144 f. Tese (Doutorado) - Curso de Pós-graduação em Geografia, Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual do Ceará, Fortaleza, 2011.

MARQUES, M.N.; CONTRIM, M.E.; BELTRAME FILHO, O.; PIRES, M.A.F. 2007. Avaliação do impacto da agricultura em áreas de proteção ambiental, pertencentes à bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape, São Paulo. **Química Nova**, v. 30, n. 5, p. 1171-1178. 2007.

MEIRINHO, P. A.; POMPEO, M. **Histórico de estudos sobre a comunidade zooplancônica do reservatório Rio Grande ao longo do tempo e sua heterogeneidade espacial.** In: Pompeo, M.; Moschini-Carlos, V.; Nishimura, P.; Cardoso-Silva, S. & Lopez-Doval, J. C. eds. Ecologia de reservatórios e interfaces. São Paulo, Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. 460p. 2015.

MELO, R. P. Blog. **No lixão de Maracanaú, o branco e preto comem no mesmo prato,** 2017. Disponível em: < <https://blogdomelo32.blogspot.com/search?q=lix%C3%A3o>>. Acesso em: 19 dez. 2019.

MENEZES, J. M.; PRADO, R. B.; SILVA JUNIOR, G. C. da. **Índices de Qualidade de Água: métodos e aplicabilidade.** In: PRADO, R.B.; TURETTA, A.P.D.; ANDRADE, A.G. (Org.). Manejo e Conservação do Solo e da Água no Contexto de Mudanças Ambientais. 1ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2010, v. 1, p. 325-352.

MENEZES, N. A. **Methods for assessing freshwater fish diversity.** In: Biodiversity in Brazil (BICUDO & MENEZES, eds.). CNPq, São Paulo, p. 289-295, 1996.

MEYER, S. T.; FRANCESCHINELLI, E. V. Influência de variáveis limnológicas sobre a comunidade das macrófitas aquáticas em rios e lagoas da Cadeia do Espinhaço, Minas Gerais, Brasil. **Rodriguésia**, [s.l.], v. 62, n. 4, p. 743-758, ago. 2011;

MIRANDA, F. S.; PINTO-COELHO, R. M.; GONZAGA, A. V. Redução da riqueza de organismos do zooplâncton (com ênfase em Copepoda e Cladocera) nas lagoas do médio Rio Doce/MG. **Revista Brasileira de Zoociências**, [s. l.], v. 15, n. 3, p. 69-90, dez. 2013.

MORADORES cobram limpeza prometida de lixão, em Maracanaú. G1, Fortaleza, 18 out. 2018. Disponível em: < <http://g1.globo.com/ceara/cetv-1dicao/videos/t/fortaleza/v/moradores-combram-limpeza-prometida-de-lixao-em-maracanau/7097035/> >. Acesso em: 12 maio 2020.

MORAIS, R. C. S.; SILVA, C. E. Diagnóstico ambiental do balneário Curva São Paulo no rio Poti em Teresina, Piauí. **Eng. Sanit. Ambient.** Vol.17 n.1, 2012. p. 41-50.

MORENO, P. CALLISTO, M. Benthic macroinvertebrates in the watershed of an urban reservoir in southeastern Brazil. **Hydrobiologia**, vol. 560, no. 1, p. 311-321. 2006.

MOURA, M. de O. **O CLIMA URBANO DE FORTALEZA SOB O NÍVEL DO CAMPO TÉRMICO**. 2008. 282 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós- Graduação em Geografia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2008;

NASCIMENTO, E. D. do; MAIA, C. M. de M.; ARAUJO, M. F. F. de. Contaminação da água de reservatórios do semiárido potiguar por bactérias de importância médica. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal Of Applied Science**, [s.l.], v. 11, n. 2, p. 414-427, 15 abr. 2016. Instituto de Pesquisas Ambientais em Bacias Hidrograficas (IPABHi). <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1801>;

ODUM, E. P.; BARRET, G. W. **Fundamentos de ecologia**. 5 ed, São Paulo: Thomson Learning, 2007.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1988.

OLIVEIRA JUNIOR, G. et al. Avaliação do índice de Qualidade de Água (IQA) as margens da rodovia brasileira (BR-135). **Revista Eletrônica de Engenharia Civil**, [s. l.], v. 7, n. 3, p.16-22, nov. 2013.

OLIVEIRA, L. F. C. de; BUCCI, M. H. S. Índices de Qualidade da Água e de Estado Trófico na Represa Dr. João Penido (Juiz de Fora, MG). **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal Of Applied Science**, [s.l.], v. 9, n. 1, p. 130-148, 26 mar. 2014. Instituto de Pesquisas Ambientais em Bacias Hidrograficas (IPABHi). <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1290>. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S1980-993X2014000100013&lng=pt&nrm=iso&tlng=pt. Acesso em: 03 jan. 2020;

OLIVER, S. L.; RIBEIRO, H. Variabilidade climática e qualidade da água do Reservatório Guarapiranga. **Estudos Avançados**, [s.l.], v. 28, n. 82, p. 95-128, maio 2014;

ONU. **Declaração de Estocolmo de 1972**. Disponível em: <www.mma.gov.br/estruturas/agenda21/_arquivos/estocolmo.doc>. Acesso em: 28 dez. 2019.

PACHECO, C. H. A. **Dinâmica espacial e temporal de variáveis limnológicas e sua influência sobre as cianobactérias em um reservatório eutrofizado::** açude Acarape do Meio-CE. 2009. 109 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Curso de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2009;

PAIVA, F. I. B.; ZANELLA, M. E. Microclimas urbanos na área central do bairro da Messejana, Fortaleza/CE. **Revista Equador**, Piauí, v. 2, n. 2, p. 153-172, dez. 2013;

PANOSSO, R.; CARLSSON, P.; KOZLOWSKY-SUZUKI, B.; AZEVEDO, S. M. F. O.; GRANÉLI, E. Effect of grazing by a neotropical copepod, *Notodiaptomus*, on a natural cyanobacterial assemblage and on toxic and non-toxic cyanobacterial strains. **Journal of Plankton Research**, v. 25, p. 1169-1175, 2003.

PANOSSO, R. et al. Cianobactérias e cianotoxinas em reservatórios do estado do Rio Grande do Norte e o potencial controle das florações pela tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). **Oecol. Bras.**, [s.l.], v. 11, n. 3, p. 433-449, set. 2007;

PAULINO, W. D. ; OLIVEIRA, R. R. A.; FREIRE, F. A. **Classificação do Estado Trófico para o gerenciamento de reservatórios no semiárido: a experiência da Cogerh no Estado do Ceará**. In: 116 Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 20., 2013, Bento Gonçalves. Anais... Bento Gonçalves: ABRH, 2013. p. 1-8.

PEREIRA, M. E. G. S. Influência das variáveis ambientais na qualidade da água de uma lagoa costeira tropical no norte do Brasil. **Arq. Ciên. Mar**, Fortaleza, v. 50, n. 1, p. 81-93, maio 17.

PINHEIRO, B. S. Características morfológicas da planta relacionadas à produtividade. In: **A cultura do arroz no Brasil**. 2 ed. ver. Ampl. – Santo Antônio de Goiás: Embrapa Arroz e Feijão, 2006. p. 231-284.

PINTO-COELHO, R. M.; COELHO, M. M.; ESPÍRITO SANTO, M. M.; CORNELISSEN, T. G. **Efeitos da eutrofização na estrutura da comunidade planctônica no lago da Pampulha, Belo Horizonte, MG**. In: HENRY, R. (ed.). *Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu: FAPESP/FUNBIO. 1999. p. 553-572.

PORTO, R. L. L. et al. **Hidrologia Ambiental**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. v. 3. 411 p. 1991.

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

_____. **The ecology of freshwater phytoplankton**. Cambridge Studies in Ecology, Cambridge Univ. Press, Oxford, 384pp., 1984.

_____. **Vegetation process in the pelagic: a model for ecosystem theory**. In: KINNE, O. (Ed.) *Excellence in ecology*. Germany: Ecology Institute, 371 p., 1997

RIBEIRO, E. A. Qualidade da água de córrego em função do lançamento de efluente de abate de bovino. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [s.l.], v. 17, n. 4, p. 425-433, 18 jan. 2013;

ROCHA JUNIOR, C. A. N. da; COSTA, M. R. A. da; MENEZES, R. F.; ATTAYDE, J. L.; BECKER, V. Water volume reduction increases eutrophication risk in tropical semi-arid reservoirs. **Acta Limnologica Brasiliensia**, [s.l.], v. 30, p. 1-10, 5 abr. 2018. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x2117>. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2179-975X2018000100802&lng=en&tlng=en. Acesso em: 17 mar. 2020;

ROLIM, H. de O. **Proposta de índice de estado trófico em reservatórios do semiárido a partir de dados da bacia do banabuiú, estado do ceará**. 2016. 129 f. Tese (Doutorado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Civil – Saneamento Ambiental, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2016;

SÁ, M. V. do C. e; CAVALCANTE, D. de H. Efeito da fotossíntese na alcalinidade da água de cultivo da tilápia do Nilo. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 41, n. 1, p. 67-72, mar. 2010;

SALAS, H.; MARTINO, P. A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes. **Water Research**, v. 25, n. 3, p. 341-350. 1991.

SAMPAIO, E. V.; ROCHA, O.; MATSUMURA-TUNDISI, T. & TUNDISI, J. G. Composition and abundance of zooplankton in the limnetic zone of seven reservoirs of the Paranapanema river, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, n. 3, vol. 62, p.525-545, 2002.

SANT'ANNA, C.L., AZEVEDO, M.T.P., AGUIARO, 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, 2006. 58p.

SANTORO, A. L.; ENRICH-PRAST, A. Regulação microbiológica da disponibilidade de nitrogênio em ecossistemas aquáticos continentais. **Oecologia Australis**, [s.l.], v. 15, n. 2, p.213-235, jun. 2011.

SANTOS, J. C. N. dos et al. Uso da terra e a dinâmico do estado trófico em reservatório do semiárido tropical. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 45, n. 1, p.35-44, mar. 2014.

SANTOS, R. C. L.; LIMA, A. S.; CAVALCANTI, E. B.; MELO, C. M. de; MARQUES, M. N. Aplicação de índices para avaliação da qualidade da água da Bacia Costeira do Sapucaia em Sergipe. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [s.l.], v. 23, n. 1, p. 33-46, 3 ago. 2017. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522017159832>;

SANTOS, T. G. DOS; GUSMÃO, L. M. O.; NEUMANN-LEITÃO, S.; CUNHA, A. G. DA. Zooplâncton como indicador biológico da qualidade ambiental nos estuários dos rios Carrapicho e Botafogo, Itamaracá-PE. **Revista Brasileira Engenharia de Pesca** 4(1):44-56, 2009.

SECRETARIA DE RECURSOS HÍDRICOS – SRH. **Acesso a informação**. 2020. Disponível em: < <https://www.srh.ce.gov.br/acesso-a-informacao/>>. Acesso em: 10 fev. 2020.

SERAFIM-JÚNIOR, M.; PEBICHE-NEVES, G.; BRITO, L.; CASANOVA, S. M. C. Variação espaço-temporal de Rotifera em um reservatório eutrofizado no sul do Brasil. Iheringia, **Sér. Zool.**, 100: 233-241. 2010.

SILVA, A. C.; SOUZA, A. M.; DUTRA, I. S. Ocorrência de algas cianofíticas em água de dessedentação de bovinos criados extensivamente. **Pesq. Vet. Bras.**, Rio de Janeiro, v. 34, n. 5, p. 415-420, maio 2014.

SILVA, A.E.P.; ANGELIS, C.F.; MACHADO, L.A.T.; WAICHAMAN, A.V. 2008. Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus. **Acta Amazonica**, [S. I.], v. 38, n.4, p. 733-742. 2008.

SILVA, E.; UCHOA, L.; GONDIM, R.; NETO, J. **Grau de trofia em reservatórios de uma bacia semiárida aplicando diferentes índices de estado trófico**. [S. I.], 2017.

SILVA, L.A.; ARAÚJO, F.; PANOSSO, R.; CAMACHO, F.; COSTA, I.A.S. As águas verdes dos Reservatórios do Rio Grande do Norte: o problema das cianobactérias e cianotoxinas. Associação Brasileira de Limnologia, **Boletim Ablimno**, v. 39, n. 1, p. 1-10. 2011

SILVA, M. R. da, et al. Estrutura da comunidade fitoplânctônica na baía de Tamandaré (Pernambuco, Nordeste do Brasil). **Tropical Oceanography**. Recife, v. 33, n. 2, p. 163-181, 09 set. 2005;

SILVA, T. T. da. **ESTUDO SOBRE AS VARIÁVEIS RESPONSÁVEIS PELA EUTROFIZAÇÃO DAS ÁGUAS DOS RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO CEARENSE**. 2018. 51 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-graduação em Química, Departamento de Química Analítica e Físico-química, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2018;

SOUSA, W.; ATTAYDE, J. L.; ROCHA, E. S.; ESKINAZI, S. E. M. The response of zooplankton assemblages to variations in lakes in semi-arid northeastern Brazil. **Journal of Plankton Research**, n.6, vol. 30, p699-708, 2008.

STRASKRABA, M. ; TUNDISI, J. G. Diretrizes para o gerenciamento de lagos. **Gerenciamento da Qualidade da água de represas**. São Carlos: Rima, 2000. v.9, p.258.

TALLING, J. F. Environmenal controls on the functioning of shallow tropical lakes. **Hydrobiologia**. 458: 1-8. 2001.

TOLEDO JÚNIOR, A. P.; AGUDO, E. G.; TOLARICO, M.; CHINEZ, S. J. **A Aplicação de Modelos Simplificados para a Avaliação do Processo de Eutrofização em Lagos e Reservatórios Tropicais**; XIX CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL – AIDIS, Santiago do Chile, 1984. Anais... Santiago do Chile, 1984.

TEIXEIRA, S. de F. **O meio-ambiente, a urbanização e a prevenção dos conflitos no Brasil: Os direitos humanos no sistema interamericano: O Judiciário e o voluntariado**. Trabalho apresentado no “4th United Nations Volunteers Intergovernmental Meeting”, Bonn, Alemanha, v.30, [s.i.], 1997.

Thornton, K. E., Kimmel, B. L. and Payne, F. E. 1990, **Reservoir Limnology: Ecological perspectives**. John Wiley and Sons. New York. pp. 246. 1990.

TREVISAN, G. V.; FORESBERG, B. R. Relationships among nitrogen and total phosphorus, algal biomass and zooplankton density in the central Amazonia lakes. **Hydrobiologia**, v.596, p. 357-365. 2007.

TROMBETA, L.R; GARCIA, R.M; NUNES, R.S; GOUVEIA, I.C.M.C; LEAL, A.C; GOUVEIA, J.M.C. Análise da fragilidade potencial e emergente do relevo da unidade de gerenciamento de recursos hídricos pontal do Paranapanema, São Paulo, Brasil. **Caderno Prudentino de Geografia**, (36): 159-173, 2014. Disponível em: <http://revista.fct.unesp.br/index.php/cpg/article/view/3178/2664>. Acesso em: 17 ago. 2019.

TUCCI, C. (org.). **Hidrologia – ciência e aplicação**. Editora da Universidade, ABRH, Porto Alegre. 2000.

TUNDISI, J. G. et al. Conservação e uso sustentável de recursos hídricos. In: BARBOSA, F. A. (Org.) **Ângulos da água: desafios da integração**. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2008.

TUNDISI, J.G. Impactos Ecológicos da Construção de Represas, Aspectos Específicos e Problemas de Manejo. J.G. Tundisi (Ed.), **Limnologia e Manejo de Represas**. Série Monografias em Limnologia. EESC – USP/CRHEA/ACIEP v. I, Tomo 1, 1988.

TUNDISI, J.G. **Planejamento e Gerenciamento de Lagos e Reservatórios: uma abordagem integrada ao problema da eutrofização**. Osaka: Rima. 385 p. 2001.

TUNDISI, J. G. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções: problemas e soluções. **Estudos Avançados**, [s.l.], v. 22, n. 63, p. 7-16, 2008. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0103-40142008000200002>.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2013. 631 p.

TURNER, R. E.; RABALAIS, N N.; JUSTIC, D.; DORTCH, Q. Future aquatic nutrients limitations. **Marine Pollution Bulletin**. 46: 1032-1034, 2003.

UMBUZEIRO, G. A. **Guia de Potabilidade para substâncias químicas**. ABES, São Paulo, 2012. 148p.

UNEP-IETC. **Planejamento e Gerenciamento de Lagos e Reservatórios: Uma abordagem integrada ao Problema da Eutrofização**. São Carlos, SP: UNEP – PNUMA, 2001.

VASCO, A. N. do; BRITTO, F. B.; PEREIRA, A. P. S.; MÉLLO JÚNIOR, A. V.; GARCIA, C. A. B.; NOGUEIRA, L. C. Avaliação espacial e temporal da qualidade da água na sub-bacia do rio Poxim, Sergipe, Brasil. **Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal Of Applied Science**, [s.l.], v. 6, n. 1, p. 118-130, 30 abr. 2011. Instituto de Pesquisas Ambientais em Bacias Hidrograficas (IPABHi). <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.178>;

VASCONCELOS, F. P. **Gestão Integrada da Zona Costeira: Ocupação antrópica desordenada, erosão, assoreamento e poluição ambiental do litoral**. Editora: Prêmio, Fortaleza, 2005.

VEIGA, B. V. **Water volume reduction increases eutrophication risk in tropical semi-arid reservoirs**. 2010. 114 f. Tese (Doutorado) - Curso de Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.

VICENTIN, A. M. et al. Is it possible to evaluate the ecological status of a reservoir using the phytoplankton community? **Acta Limnologica Brasiliensia**, [s.l.], v. 30, p.1-15, 14 nov. 2018. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x13717>.

VIDAL, T. F.; CAPELO NETO, J. Dinâmica de nitrogênio e fósforo em reservatório na região semiárida utilizando balanço de massa. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [s.l.], v. 18, n. 4, p. 402-407, 22 nov. 2013;

VON SPERLING, E.; FERREIRA, A.C.S.; GOMES, L.N.L. Comparative Eutrophication Development in Two Brazilian Water Supply Reservoirs with Respect to Nutrient Concentrations and Bacteria Growth. **Desalination**, v. 226, n. 1-3, p. 169-174, 2008.

VON Sperling, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 3 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais. 452 p. 2005.

WETZEL, R. G. **Limnology**. San Diego: Academic Press, 2001. 1006 p.

WIEGAND, M. C. **EUTROFIZAÇÃO DE AÇUDES NO SEMIÁRIDO:**

VULNERABILIDADE E BIO- MANIPULAÇÃO. 2015. 146 f. Tese (Doutorado) - Curso de Doutorado em Engenharia Agrícola, Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2015.

WHO. **Guidelines for safe recreational water environments**. Costal and fresh waters. Algae and cyanobacteria in fresh water. Geneva, Word Health Organization, vol 1, 2003.

WILLIAMS, W. O. (Ed). **Lagos e reservatórios. Qualidade da água: o impacto da eutrofização**. Novo Hamburgo: Universidade FEEVALE. 3ª ed. 34 p. 2011.

ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. **Ecotoxicologia aquática - Princípios e Aplicações**. São Carlos, RiMa. 478p. 2006.

APÊNDICE A – CORRELAÇÃO DE SPEARMAN

Tabela 12 - Correlação de Spearman para o período de estiagem.

	dbo	od	ph	turb	sec	temp	ctt	st	pt	ofs	nitri	nitra	nt	cla	iet	iqa	riq_fit	fito_tot	cia_tot	riq_zoo	tot_zoo	clado	copep	rotf
dbo	1,00	0,71	0,58	0,93	-0,88	0,03	-0,77	0,45	-0,88	-0,24	-0,58	0,75	0,87	-0,56	-0,27	-0,75	-0,01	-0,21	-0,28	0,26	0,79	0,49	-0,02	0,81
od	0,71	1,00	0,70	0,71	-0,85	0,13	-0,50	0,60	-0,82	-0,41	-0,59	0,81	0,70	-0,43	-0,25	-0,77	0,35	-0,47	-0,58	0,05	0,78	0,49	0,42	0,73
ph	0,58	0,70	1,00	0,62	-0,59	-0,10	-0,38	0,39	-0,52	-0,08	-0,44	0,90	0,33	-0,26	-0,25	-0,65	-0,26	-0,03	-0,13	0,41	0,65	0,37	0,09	0,60
turb	0,93	0,71	0,62	1,00	-0,92	-0,18	-0,81	0,28	-0,94	-0,26	-0,77	0,80	0,80	-0,46	-0,26	-0,63	-0,16	0,04	-0,13	0,43	0,76	0,38	0,05	0,75
sec	-0,88	-0,85	-0,59	-0,92	1,00	-0,03	0,74	-0,35	0,96	0,29	0,78	-0,78	-0,86	0,51	0,07	0,70	-0,11	0,20	0,43	-0,15	-0,72	-0,27	-0,13	-0,72
temp	0,03	0,13	-0,10	-0,18	-0,03	1,00	0,39	0,61	0,08	-0,02	0,34	0,00	0,13	-0,42	0,06	-0,39	0,66	-0,48	-0,19	-0,78	-0,16	-0,23	-0,03	-0,10
ctt	-0,77	-0,50	-0,38	-0,81	0,74	0,39	1,00	0,08	0,78	0,00	0,79	-0,53	-0,57	0,09	-0,10	0,20	0,25	-0,13	0,12	-0,61	-0,76	-0,46	-0,15	-0,74
st	0,45	0,60	0,39	0,28	-0,35	0,61	0,08	1,00	-0,30	-0,55	0,09	0,43	0,42	-0,62	-0,55	-0,79	0,56	-0,67	-0,32	-0,36	0,36	0,47	0,32	0,33
pt	-0,88	-0,82	-0,52	-0,94	0,96	0,08	0,78	-0,30	1,00	0,31	0,80	-0,79	-0,86	0,38	0,15	0,63	-0,05	0,10	0,31	-0,24	-0,77	-0,34	-0,13	-0,74
ofs	-0,24	-0,41	-0,08	-0,26	0,29	-0,02	0,00	-0,55	0,31	1,00	0,25	-0,09	-0,28	0,34	0,40	0,41	-0,31	0,43	0,25	0,20	-0,04	-0,30	-0,52	0,07
nitri	-0,58	-0,59	-0,44	-0,77	0,78	0,34	0,79	0,09	0,80	0,25	1,00	-0,59	-0,44	0,01	-0,24	0,19	0,24	-0,27	0,02	-0,45	-0,50	-0,11	-0,31	-0,43
nitra	0,75	0,81	0,90	0,80	-0,78	0,00	-0,53	0,43	-0,79	-0,09	-0,59	1,00	0,60	-0,29	-0,24	-0,74	-0,13	-0,02	-0,16	0,31	0,78	0,33	0,03	0,73
nt	0,87	0,70	0,33	0,80	-0,86	0,13	-0,57	0,42	-0,86	-0,28	-0,44	0,60	1,00	-0,64	-0,32	-0,77	0,27	-0,39	-0,54	-0,07	0,66	0,31	-0,13	0,71
cla	-0,56	-0,43	-0,26	-0,46	0,51	-0,42	0,09	-0,62	0,38	0,34	0,01	-0,29	-0,64	1,00	0,54	0,72	-0,43	0,52	0,38	0,21	-0,25	-0,21	-0,02	-0,37
iet	-0,27	-0,25	-0,25	-0,26	0,07	0,06	-0,10	-0,55	0,15	0,40	-0,24	-0,24	-0,32	0,54	1,00	0,48	-0,19	0,31	0,08	-0,13	-0,32	-0,58	-0,12	-0,33
iqa	-0,75	-0,77	-0,65	-0,63	0,70	-0,39	0,20	-0,79	0,63	0,41	0,19	-0,74	-0,77	0,72	0,48	1,00	-0,30	0,55	0,49	0,21	-0,55	-0,33	0,04	-0,56
riq_fit	-0,01	0,35	-0,26	-0,16	-0,11	0,66	0,25	0,56	-0,05	-0,31	0,24	-0,13	0,27	-0,43	-0,19	-0,30	1,00	-0,80	-0,63	-0,69	0,05	0,15	0,41	0,10
fito_fit	-0,21	-0,47	-0,03	0,04	0,20	-0,48	-0,13	-0,67	0,10	0,43	-0,27	-0,02	-0,39	0,52	0,31	0,55	-0,80	1,00	0,84	0,57	-0,22	-0,42	-0,28	-0,26
tot_cia	-0,28	-0,58	-0,13	-0,13	0,43	-0,19	0,12	-0,32	0,31	0,25	0,02	-0,16	-0,54	0,38	0,08	0,49	-0,63	0,84	1,00	0,40	-0,36	-0,28	-0,15	-0,41
riq_zoo	0,26	0,05	0,41	0,43	-0,15	-0,78	-0,61	-0,36	-0,24	0,20	-0,45	0,31	-0,07	0,21	-0,13	0,21	-0,69	0,57	0,40	1,00	0,46	0,43	0,14	0,41
tot_zoo	0,79	0,78	0,65	0,76	-0,72	-0,16	-0,76	0,36	-0,77	-0,04	-0,50	0,78	0,66	-0,25	-0,32	-0,55	0,05	-0,22	-0,36	0,46	1,00	0,75	0,22	0,98
clado	0,49	0,49	0,37	0,38	-0,27	-0,23	-0,46	0,47	-0,34	-0,30	-0,11	0,33	0,31	-0,21	-0,58	-0,33	0,15	-0,42	-0,28	0,43	0,75	1,00	0,49	0,70
copep	-0,02	0,42	0,09	0,05	-0,13	-0,03	-0,15	0,32	-0,13	-0,52	-0,31	0,03	-0,13	-0,02	-0,12	0,04	0,41	-0,28	-0,15	0,14	0,22	0,49	1,00	0,13
rotf	0,81	0,73	0,60	0,75	-0,72	-0,10	-0,74	0,33	-0,74	0,07	-0,43	0,73	0,71	-0,37	-0,33	-0,56	0,10	-0,26	-0,41	0,41	0,98	0,70	0,13	1,00

Nota: dbo – demanda bioquímica de oxigênio; od- oxigênio dissolvido; ph; turb- turbidez; sec – profundidade do disco de Secchi; temp – temperatura; ctt – coliformes termotolerantes, st – sólidos totais; pt – fósforo total; ofs – ortofosfato; nitri – nitrito; nitra – nitrato; nt – nitrogênio total; cla – clorofila “a”; iet – índice de estado trófico; iqa – índice de qualidade de água; riq_fit – riqueza do fitoplâncton; fito_tot – quantitativo total de fitoplâncton; cia_tot – quantitativo total de cianobactérias; riq_zoo – riqueza de zooplâncton; tot_zoo – quantitativo total de zooplâncton; clado – quantitativo total de cladóceros; copep – quantitativo total de copépodes; rotf: quantitativo total de rotíferos.

Fonte: Autor (2020).

Tabela 13 - Correlação de Spearman para o período chuvoso.

	dbo	od	ph	turb	sec	temp	ctt	st	pt	ofs	nitri	nitra	nt	cla	chuva	iet	iqa	riq_fit	tot_fit	tot_cia	riq_zoo	tot_zoo	clado	copep	rotf
dbo	1,00	-0,43	-0,12	0,45	-0,02	0,67	-0,08	0,68	-0,76	-0,24	-0,12	-0,01	-0,07	-0,39	0,50	-0,62	-0,36	0,10	0,09	0,12	0,40	0,23	0,69	0,30	0,08
od	-0,43	1,00	-0,42	-0,27	-0,21	-0,23	-0,37	-0,05	0,29	-0,49	-0,55	-0,40	0,39	0,31	-0,08	0,16	0,28	-0,34	0,13	0,11	0,13	0,23	-0,22	-0,03	0,26
ph	-0,12	-0,42	1,00	0,27	-0,15	-0,04	0,56	-0,15	-0,04	0,63	0,43	0,41	-0,56	0,03	-0,24	0,15	-0,02	0,22	-0,17	-0,08	-0,01	0,13	0,00	0,34	-0,15
turb	0,45	-0,27	0,27	1,00	-0,53	0,43	0,19	0,61	-0,51	0,26	0,00	0,21	-0,34	-0,17	0,09	-0,26	-0,23	0,32	-0,07	0,05	0,47	0,40	0,57	0,44	0,31
sec	-0,02	-0,21	-0,15	-0,53	1,00	0,09	0,05	-0,32	0,10	0,11	0,23	-0,04	-0,04	-0,17	-0,12	-0,15	0,23	-0,13	0,51	0,47	-0,44	-0,40	-0,09	-0,31	-0,55
temp	0,67	-0,23	-0,04	0,43	0,09	1,00	0,00	0,52	-0,62	-0,17	-0,22	0,06	-0,17	-0,12	-0,02	-0,58	-0,11	0,45	0,24	0,32	0,14	0,16	0,39	0,11	0,15
ctt	-0,08	-0,37	0,56	0,19	0,05	0,00	1,00	-0,39	0,26	0,64	0,70	0,49	-0,18	-0,45	-0,19	0,17	-0,51	0,28	-0,24	-0,16	-0,32	-0,31	-0,03	0,02	-0,47
st	0,68	-0,05	-0,15	0,61	-0,32	0,52	-0,39	1,00	-0,79	-0,43	-0,51	-0,20	-0,11	-0,17	0,57	-0,67	-0,03	-0,01	0,05	0,09	0,64	0,66	0,77	0,51	0,47
pt	-0,76	0,29	-0,04	-0,51	0,10	-0,62	0,26	-0,79	1,00	0,25	0,39	0,07	0,46	0,11	-0,41	0,72	-0,03	-0,02	-0,25	-0,25	-0,46	-0,48	-0,74	-0,51	-0,22
ofs	-0,24	-0,49	0,63	0,26	0,11	-0,17	0,64	-0,43	0,25	1,00	0,67	0,45	-0,50	-0,15	-0,43	0,29	-0,17	0,28	0,00	0,10	-0,36	-0,32	-0,14	-0,01	-0,35
nitri	-0,12	-0,55	0,43	0,00	0,23	-0,22	0,70	-0,51	0,39	0,67	1,00	0,21	-0,06	-0,25	-0,17	0,35	-0,43	0,24	0,02	0,01	-0,49	-0,54	-0,21	-0,20	-0,70
nitra	-0,01	-0,40	0,41	0,21	-0,04	0,06	0,49	-0,20	0,07	0,45	0,21	1,00	-0,33	-0,11	-0,47	0,26	-0,06	0,11	-0,35	-0,20	0,11	-0,23	-0,16	-0,01	0,01
nt	-0,07	0,39	-0,56	-0,34	-0,04	-0,17	-0,18	-0,11	0,46	-0,50	-0,06	-0,33	1,00	-0,10	0,21	0,22	-0,26	-0,19	-0,23	-0,30	0,09	-0,14	-0,22	-0,42	0,13
cla	-0,39	0,31	0,03	-0,17	-0,17	-0,12	-0,45	-0,17	0,11	-0,15	-0,25	-0,11	-0,10	1,00	-0,46	0,50	0,55	0,19	0,09	0,06	-0,04	0,01	-0,48	-0,31	0,24
chuva	0,50	-0,08	-0,24	0,09	-0,12	-0,02	-0,19	0,57	-0,41	-0,43	-0,17	-0,47	0,21	-0,46	1,00	-0,56	-0,28	-0,32	-0,11	-0,16	0,31	0,44	0,69	0,38	0,11
iet	-0,62	0,16	0,15	-0,26	-0,15	-0,58	0,17	-0,67	0,72	0,29	0,35	0,26	0,22	0,50	-0,56	1,00	0,04	0,20	-0,23	-0,24	-0,29	-0,43	-0,78	-0,43	-0,11
iqa	-0,36	0,28	-0,02	-0,23	0,23	-0,11	-0,51	-0,03	-0,03	-0,17	-0,43	-0,06	-0,26	0,55	-0,28	0,04	1,00	-0,25	0,21	0,16	0,10	0,18	-0,23	-0,08	0,14
riq_fit	0,10	-0,34	0,22	0,32	-0,13	0,45	0,28	-0,01	-0,02	0,28	0,24	0,11	-0,19	0,19	-0,32	0,20	-0,25	1,00	-0,10	-0,05	-0,47	-0,20	-0,16	-0,17	-0,03
tot_fit	0,09	0,13	-0,17	-0,07	0,51	0,24	-0,24	0,05	-0,25	0,00	0,02	-0,35	-0,23	0,09	-0,11	-0,23	0,21	-0,10	1,00	0,96	-0,13	0,04	0,17	0,16	-0,31
tot_cia	0,12	0,11	-0,08	0,05	0,47	0,32	-0,16	0,09	-0,25	0,10	0,01	-0,20	-0,30	0,06	-0,16	-0,24	0,16	-0,05	0,96	1,00	-0,07	0,08	0,21	0,21	-0,24
riq_zoo	0,40	0,13	-0,01	0,47	-0,44	0,14	-0,32	0,64	-0,46	-0,36	-0,49	0,11	0,09	-0,04	0,31	-0,29	0,10	-0,47	-0,13	-0,07	1,00	0,64	0,49	0,44	0,63
tot_zoo	0,23	0,23	0,13	0,40	-0,40	0,16	-0,31	0,66	-0,48	-0,32	-0,54	-0,23	-0,14	0,01	0,44	-0,43	0,18	-0,20	0,04	0,08	0,64	1,00	0,64	0,80	0,53
clado	0,69	-0,22	0,00	0,57	-0,09	0,39	-0,03	0,77	-0,74	-0,14	-0,21	-0,16	-0,22	-0,48	0,69	-0,78	-0,23	-0,16	0,17	0,21	0,49	0,64	1,00	0,64	0,14
copep	0,30	-0,03	0,34	0,44	-0,31	0,11	0,02	0,51	-0,51	-0,01	-0,20	-0,01	-0,42	-0,31	0,38	-0,43	-0,08	-0,17	0,16	0,21	0,44	0,80	0,64	1,00	0,18
rotf	0,08	0,26	-0,15	0,31	-0,55	0,15	-0,47	0,47	-0,22	-0,35	-0,70	0,01	0,13	0,24	0,11	-0,11	0,14	-0,03	-0,31	-0,24	0,63	0,53	0,14	0,18	1,00

Nota: dbo – demanda bioquímica de oxigênio; od- oxigênio dissolvido; ph; turb- turbidez; sec – profundidade do disco de Secchi; temp – temperatura; ctt – coliformes termotolerantes, st – sólidos totais; pt – fósforo total; ofs – ortofosfato; nitri – nitrito; nitra – nitrato; nt – nitrogênio total; cla – clorofila “a”; iet – índice de estado trófico; iqa – índice de qualidade de água; riq_fit – riqueza do fitoplâncton; fito_tot – quantitativo total de fitoplâncton; cia_tot – quantitativo total de cianobactérias; riq_zoo – riqueza de zooplâncton; tot_zoo – quantitativo total de zooplâncton; clado – quantitativo total de cladóceros; copep – quantitativo total de copépodes; rotf: quantitativo total de rotíferos.

Fonte: Autor (2020).

Tabela 14 - Correlação de Spearman para todo o período de monitoramento.

	dbo	od	ph	turb	sec	temp	ctt	st	pt	ofs	nitri	nitra	nt	cla	chuva	iet	iqa	riq_fit	tot_fit	tot_cia	riq_zoo	tot_zoo	clado	copep	rotf
dbo	1,00	0,21	0,26	0,63	-0,44	0,24	-0,22	0,54	-0,59	-0,16	-0,22	0,32	0,09	-0,20	0,27	-0,45	-0,40	0,10	-0,12	-0,13	0,18	0,41	0,52	0,11	0,42
od	0,21	1,00	-0,05	0,11	-0,43	-0,31	-0,48	0,08	0,21	-0,54	-0,56	-0,06	0,52	0,26	-0,26	0,20	0,17	-0,21	0,02	-0,05	-0,05	0,35	-0,09	0,01	0,39
ph	0,26	-0,05	1,00	0,39	-0,32	0,04	0,24	-0,05	-0,11	0,27	0,27	0,55	-0,42	-0,02	-0,18	0,03	-0,16	0,10	-0,20	-0,14	0,04	0,24	0,08	0,27	0,13
turb	0,63	0,11	0,39	1,00	-0,69	0,04	-0,18	0,49	-0,52	-0,06	-0,19	0,44	-0,18	0,05	-0,02	-0,19	-0,16	0,18	-0,03	0,02	0,36	0,43	0,46	0,27	0,46
sec	-0,44	-0,43	-0,32	-0,69	1,00	0,23	0,30	-0,25	0,13	0,30	0,34	-0,32	-0,15	-0,19	0,08	-0,17	0,15	-0,09	0,29	0,31	-0,21	-0,37	-0,08	-0,22	-0,49
temp	0,24	-0,31	0,04	0,04	0,23	1,00	0,52	0,31	-0,40	0,51	0,10	-0,02	-0,38	-0,43	0,40	-0,51	-0,50	0,46	-0,05	-0,02	0,03	0,10	0,30	0,09	0,00
ctt	-0,22	-0,48	0,24	-0,18	0,30	0,52	1,00	-0,25	0,17	0,76	0,67	0,14	-0,38	-0,64	0,23	-0,08	-0,56	0,31	-0,23	-0,16	-0,19	-0,28	-0,03	0,00	-0,45
st	0,54	0,08	-0,05	0,49	-0,25	0,31	-0,25	1,00	-0,75	-0,29	-0,51	-0,11	-0,09	-0,06	0,53	-0,66	-0,16	0,09	-0,11	-0,02	0,42	0,60	0,78	0,44	0,42
pt	-0,59	0,21	-0,11	-0,52	0,13	-0,40	0,17	-0,75	1,00	0,13	0,32	-0,01	0,42	0,01	-0,42	0,72	0,06	-0,13	-0,17	-0,19	-0,33	-0,43	-0,73	-0,45	-0,20
ofs	-0,16	-0,54	0,27	-0,06	0,30	0,51	0,76	-0,29	0,13	1,00	0,64	0,15	-0,54	-0,54	0,21	-0,03	-0,49	0,20	-0,07	-0,05	0,00	-0,16	0,01	-0,03	-0,22
nitri	-0,22	-0,56	0,27	-0,19	0,34	0,10	0,67	-0,51	0,32	0,64	1,00	0,14	-0,21	-0,39	-0,11	0,24	-0,37	0,28	-0,08	-0,06	-0,45	-0,58	-0,26	-0,28	-0,62
nitra	0,32	-0,06	0,55	0,44	-0,32	-0,02	0,14	-0,11	-0,01	0,15	0,14	1,00	-0,33	-0,04	-0,42	0,14	-0,07	0,10	-0,29	-0,19	0,07	-0,03	-0,09	0,00	0,24
nt	0,09	0,52	-0,42	-0,18	-0,15	-0,38	-0,38	-0,09	0,42	-0,54	-0,21	-0,33	1,00	0,11	-0,06	0,31	-0,01	-0,14	-0,07	-0,17	-0,15	-0,09	-0,25	-0,45	0,10
cla	-0,20	0,26	-0,02	0,05	-0,19	-0,43	-0,64	-0,06	0,01	-0,54	-0,39	-0,04	0,11	1,00	-0,54	0,41	0,72	0,07	0,15	0,11	-0,04	0,06	-0,31	-0,10	0,26
chuva	0,27	-0,26	-0,18	-0,02	0,08	0,40	0,23	0,53	-0,42	0,21	-0,11	-0,42	-0,06	-0,54	1,00	-0,62	-0,51	-0,12	-0,14	-0,16	0,36	0,38	0,67	0,33	0,04
iet	-0,45	0,20	0,03	-0,19	-0,17	-0,51	-0,08	-0,66	0,72	-0,03	0,24	0,14	0,31	0,41	-0,62	1,00	0,20	0,02	-0,02	-0,07	-0,24	-0,39	-0,75	-0,34	-0,15
iqa	-0,40	0,17	-0,16	-0,16	0,15	-0,50	-0,56	-0,16	0,06	-0,49	-0,37	-0,07	-0,01	0,72	-0,51	0,20	1,00	-0,25	0,28	0,27	-0,02	-0,03	-0,29	-0,04	0,03
riq_fit	0,10	-0,21	0,10	0,18	-0,09	0,46	0,31	0,09	-0,13	0,20	0,28	0,10	-0,14	0,07	-0,12	0,02	-0,25	1,00	-0,32	-0,29	-0,49	-0,15	-0,07	-0,09	-0,03
tot_fit	-0,12	0,02	-0,20	-0,03	0,29	-0,05	-0,23	-0,11	-0,17	-0,07	-0,08	-0,29	-0,07	0,15	-0,14	-0,02	0,28	-0,32	1,00	0,96	0,08	-0,10	-0,06	0,05	-0,23
tot_cia	-0,13	-0,05	-0,14	0,02	0,31	-0,02	-0,16	-0,02	-0,19	-0,05	-0,06	-0,19	-0,17	0,11	-0,16	-0,07	0,27	-0,29	0,96	1,00	0,11	-0,07	0,01	0,15	-0,23
riq_zoo	0,18	-0,05	0,04	0,36	-0,21	0,03	-0,19	0,42	-0,33	0,00	-0,45	0,07	-0,15	-0,04	0,36	-0,24	-0,02	-0,49	0,08	0,11	1,00	0,55	0,50	0,41	0,52
tot_zoo	0,41	0,35	0,24	0,43	-0,37	0,10	-0,28	0,60	-0,43	-0,16	-0,58	-0,03	-0,09	0,06	0,38	-0,39	-0,03	-0,15	-0,10	-0,07	0,55	1,00	0,67	0,72	0,64
clado	0,52	-0,09	0,08	0,46	-0,08	0,30	-0,03	0,78	-0,73	0,01	-0,26	-0,09	-0,25	-0,31	0,67	-0,75	-0,29	-0,07	-0,06	0,01	0,50	0,67	1,00	0,59	0,29
copep	0,11	0,01	0,27	0,27	-0,22	0,09	0,00	0,44	-0,45	-0,03	-0,28	0,00	-0,45	-0,10	0,33	-0,34	-0,04	-0,09	0,05	0,15	0,41	0,72	0,59	1,00	0,16
rotf	0,42	0,39	0,13	0,46	-0,49	0,00	-0,45	0,42	-0,20	-0,22	-0,62	0,24	0,10	0,26	0,04	-0,15	0,03	-0,03	-0,23	-0,23	0,52	0,64	0,29	0,16	1,00

Nota: dbo – demanda bioquímica de oxigênio; od- oxigênio dissolvido; ph; turb- turbidez; sec – profundidade do disco de Secchi; temp – temperatura; ctt – coliformes termotolerantes, st – sólidos totais; pt – fósforo total; ofs – ortofosfato; nitri – nitrito; nitra – nitrato; nt – nitrogênio total; cla – clorofila “a”; iet – índice de estado trófico; iqa – índice de qualidade de água; riq_fit – riqueza do fitoplâncton; fito_tot – quantitativo total de fitoplâncton; cia_tot – quantitativo total de cianobactérias; riq_zoo – riqueza de zooplâncton; tot_zoo – quantitativo total de zooplâncton; clado – quantitativo total de cladóceros; copep – quantitativo total de copépodes; rotf: quantitativo total de rotíferos.

Fonte: Autor (2020).

APÊNDICE B – ESTATÍSTICA U DE MANN-WHITNEY

Tabela 15 - p-valor de Mann-Whitney para os pontos e períodos monitorados no reservatório do Maranguapinho.

	Estiagem e chuvas					Lêntico e lótico
	P1	P2	P3	P4	P5	
Temperatura	0,07	0,06	0,08	0,19	0,13	0,04
pH	0,83	0,66	0,56	0,51	0,53	0,44
DBO	0,73	0,53	0,83	0,73	0,84	0,32
Oxigênio Dissolvido	0,23	0,29	0,02	0,01	0,02	0,61
Nitrogênio Total	0,35	0,29	0,29	0,29	0,83	0,45
Nitrito	0,13	0,77	0,36	0,76	0,31	0,4
Nitrato	0,21	0,16	0,23	0,35	0,55	0,29
Fósforo total	0,43	0,61	0,51	0,43	0,61	0,73
Ortofosfato	0,09	0,09	0,09	0,09	0,09	0,6
Coliformes Termotolerantes	0,004	0,25	0,11	0,09	0,39	0,04
Clorofila "a"	0,18	0,07	0,29	0,03	0,1	0,67
Sólidos totais	0,83	0,53	0,83	0,94	0,94	0,86
Turbidez	0,05	0,13	0,24	0,08	0,44	0,87
IQA	0,13	0,39	0,43	0,82	0,39	0,01
Riqueza de Fitoplâncton	0,61	1	0,16	0,17	0,88	0,16
Total de Fitoplâncton	0,1	0,53	0,62	0,18	0,36	0,27
Total de Cianobactérias	0,18	0,63	0,61	0,07	0,44	0,4
Riqueza de Zooplâncton	0,47	0,51	0,22	0,01	0,07	0,46
Profundidade de Secchi	0,07	0,27	0,83	0,6	0,94	0,25

Fonte: Autor (2020).

APÊNDICE C – ESTATÍSTICA DESCRITIVA DAS UNIDADE AMOSTRAIS

Tabela 16 - Estatística descritiva das unidades amostrais do açude da barragem do Maranguapinho no período chuvoso.

	DBO (mg/L)	OD (mg/L)	pH	Turbidez (NTU)	Prof. Secchi (m)	Temp (°C)	CTT (NMP)	Sólidos totais (mg/L)	Fósforo (mg/L)	Ortofosfato (ug/L)	Nitrito (ug/L)	Nitrato (mg/L)	Nt (mg/L)	Cl a (mg/m³)
N	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
Máximo	91,00	8,63	8,96	57,00	0,45	30,00	16000,00	432,50	0,67	4,54	32,19	0,92	6,76	122,97
Mínimo	10,80	4,08	7,47	22,00	0,25	27,00	13,00	183,50	0,00	0,99	1,14	0	0,042	15,74
P1 Média*	40,31	7,25	8,11	33,43	0,35	28,71	317,63	304,71	0,21	2,73	17,46	0,15	1,59	47,746
Mediana	42,1	7,8	7,92	25	0,32	29	500	298	0,01	2,17	19,08	0,0273	0,37	41,92
DP	27,41	1,55	0,55	13,05	0,07	0,95	5915,29	101,44	0,28	1,62	10,92	0,34	2,50	35,78
CV	0,68	0,21	0,07	0,39	0,21	0,03	18,62	0,33	1,29	0,59	0,63	2,33	1,57	0,75
N	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
Máximo	96,50	9,80	8,30	49,00	0,40	30,00	16000,00	454,00	0,68	4,89	28,25	0,68	7,74	80,33
Mínimo	26,30	4,77	6,11	22,00	0,25	27,00	23,00	188,00	0,00	1,43	0,00	0,00	0,09	20,05
P2 Média	47,32	7,34	7,70	31,79	0,34	28,86	210,40	320,71	0,25	3,35	14,74	0,12	1,67	43,63
Mediana	38,50	7,67	7,86	29,00	0,36	29,00	130,00	336,50	0,03	3,96	14,04	0,00	0,30	44,31
DP	24,13	1,53	0,74	9,89	0,06	0,90	5995,80	110,78	0,31	1,71	11,65	0,27	2,81	20,10
CV	0,51	0,21	0,10	0,31	0,18	0,03	28,50	0,35	1,25	0,51	0,79	2,23	1,69	0,46
N	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
Máximo	120,70	9,30	8,72	57,00	0,40	31,00	13000,00	537,50	0,70	4,74	54,11	0,87	6,86	227,97
Mínimo	16,20	4,28	7,00	24,00	0,10	29,00	48,00	189,00	0,00	1,06	3,34	0,00	0,12	6,53
P3 Média	50,69	7,55	7,97	33,00	0,24	29,57	622,87	335,00	0,23	2,71	26,35	0,16	1,66	64,56
Mediana	38,00	7,71	8,00	31,00	0,25	29,00	240,00	249,00	0,02	2,20	22,59	0,04	0,40	35,23
DP	33,71	1,71	0,61	11,18	0,11	0,79	5199,96	142,89	0,29	1,70	20,50	0,32	2,53	75,34
CV	0,67	0,23	0,08	0,34	0,47	0,03	8,35	0,43	1,27	0,63	0,78	2,00	1,53	1,17

N	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
Máximo	122,60	8,08	7,95	33,00	0,40	31,00	16000,00	444,00	0,62	4,66	59,11	0,71	6,87	65,68
Mínimo	24,30	3,68	6,32	22,00	0,20	28,00	80,00	194,00	0,00	0,58	3,67	0,00	0,12	0,80
P4 Média	58,23	6,55	7,49	28,21	0,34	29,29	816,99	308,57	0,20	2,55	21,42	0,16	1,61	29,58
Mediana	48,60	7,18	7,74	29,00	0,35	29,00	460,00	247,50	0,02	1,85	13,41	0,06	0,29	31,00
DP	31,82	1,69	0,61	4,24	0,08	1,11	6981,14	112,55	0,25	1,81	20,73	0,27	2,51	26,09
CV	0,55	0,26	0,08	0,15	0,24	0,04	8,54	0,36	1,27	0,71	0,97	1,71	1,56	0,88
N	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
Máximo	102,90	9,80	8,31	80,00	0,40	31,00	5000,00	511,00	0,72	7,38	100,47	0,78	6,34	93,33
Mínimo	15,70	1,76	6,88	23,00	0,10	28,00	27,00	186,00	0,00	0,58	3,63	0,00	0,31	7,89
P5 Média	45,86	5,70	7,73	43,93	0,26	29,14	1114,57	331,07	0,27	3,70	30,67	0,19	1,98	40,79
Mediana	36,30	6,27	7,75	36,50	0,25	29,00	110,00	294,00	0,03	2,33	24,58	0,05	1,36	30,68
DP	31,43	2,83	0,50	21,55	0,11	1,21	1900,57	122,13	0,33	3,17	34,47	0,33	2,07	30,69
CV	0,69	0,50	0,07	0,49	0,42	0,04	1,71	0,37	1,25	0,86	1,12	1,78	1,04	0,75

Fonte: Autor (2020).

Tabela 17 - Estatística descritiva das unidades amostrais do açude da barragem do Maranguapinho no período seco.

	DBO (mg/L)	OD (mg/L)	pH	Turbidez (NTU)	Prof. Secchi (m)	Temp (°C)	CTT (NMP)	Sólidos totais (mg/L)	Fósforo (mg/L)	Ortofosfato (ug/L)	Nitrito (ug/L)	Nitrato (mg/L)	Nt (mg/L)	Cl a (mg/m³)
N	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
Máximo	97,30	9,49	8,87	107,00	0,35	29,00	23,00	310,00	0,71	0,05	11,39	0,22	3,27	159,87
Mínimo	7,20	7,18	7,66	27,00	0,15	27,00	2,00	225,50	0,04	0,00	4,90	0,023	0,42	22,37
P1 Média	43,72	8,22	8,15	54,83	0,25	27,67	4,90	276,92	0,31	0,03	8,17	0,14825	1,47	79,05833
Mediana	25,9	8,017285	8,055909	51	0,25	27,25	4,4	277,75	0,26	0,025	8,375	0,175	1,27	71,425
DP	42,05	0,87	0,43	29,58	0,08	0,88	8,28	31,35	0,22	0,04	2,85	0,09	1,03	46,85
CV	0,96	0,11	0,05	0,54	0,31	0,03	1,69	0,11	0,73	1,41	0,35	0,60	0,70	0,59

	N	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
	Máximo	93,40	13,96	8,18	103,00	0,45	29,00	350,00	304,50	0,58	1,36	29,39	0,22	3,32	128,93
	Mínimo	10,70	6,37	7,82	24,00	0,20	27,00	2,80	210,00	0,06	0,40	5,10	0,02	0,45	33,77
P2	Média	45,35	9,13	7,96	52,83	0,28	27,67	25,61	268,42	0,31	0,88	11,02	0,13	1,53	76,11
	Mediana	33,35	8,86	7,92	50,50	0,23	27,00	19,00	281,75	0,29	0,88	7,81	0,15	1,43	73,93
	DP	36,08	2,69	0,15	29,29	0,11	1,03	163,11	37,79	0,17	0,68	9,11	0,10	1,03	31,01
	CV	0,80	0,30	0,02	0,55	0,40	0,04	6,37	0,14	0,55	0,77	0,83	0,73	0,67	0,41
	N	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
	Máximo	112,80	13,78	8,76	71,00	0,40	30,00	300,00	330,50	0,59	0,12	29,50	0,37	3,61	155,63
	Mínimo	4,60	7,08	7,61	23,00	0,10	28,00	8,00	247,50	0,06	0,07	5,48	0,01	0,36	33,04
P3	Média	53,03	10,95	8,27	46,33	0,26	28,67	65,85	287,92	0,31	0,10	12,75	0,20	1,61	87,85
	Mediana	52,60	10,79	8,34	46,00	0,25	28,50	109,50	285,25	0,31	0,10	10,95	0,22	1,50	84,94
	DP	45,98	2,38	0,46	18,45	0,11	0,82	123,94	28,85	0,17	0,04	8,53	0,15	1,12	45,04
	CV	0,87	0,22	0,06	0,40	0,43	0,03	1,88	0,10	0,56	0,37	0,67	0,72	0,70	0,51
	N	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
	Máximo	148,00	11,91	8,76	83,00	0,40	30,00	920,00	336,50	0,65	0,10	21,46	0,58	3,63	99,53
	Mínimo	2,30	6,88	7,44	24,00	0,10	28,00	30,00	236,00	0,08	0,02	4,73	0,02	0,44	19,04
P4	Média	64,97	9,21	8,00	47,17	0,29	28,50	124,46	281,00	0,33	0,06	12,07	0,25	1,63	66,57
	Mediana	58,55	9,19	7,80	45,00	0,30	28,00	125,00	272,75	0,32	0,06	10,95	0,21	1,47	75,38
	DP	49,31	1,61	0,53	21,84	0,12	0,84	341,18	34,17	0,18	0,06	6,26	0,24	1,11	31,49
	CV	0,76	0,17	0,07	0,46	0,40	0,03	2,74	0,12	0,56	0,94	0,52	0,93	0,68	0,47
	N	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
	Máximo	130,80	11,64	8,28	104,00	0,35	30,00	240,00	377,50	0,59	0,03	30,14	0,61	3,20	109,09
	Mínimo	17,60	6,88	7,55	27,00	0,10	27,00	30,00	236,50	0,07	0,00	4,47	0,02	0,26	18,32
P5	Média	51,80	9,16	7,94	58,50	0,25	28,17	88,33	294,92	0,32	0,02	10,89	0,27	1,55	73,39
	Mediana	34,90	8,76	7,90	45,50	0,28	28,00	50,00	286,00	0,30	0,02	6,68	0,23	1,57	74,70
	DP	43,12	1,63	0,28	33,16	0,11	0,98	83,05	50,31	0,17	0,02	9,82	0,25	1,00	31,40
	CV	0,83	0,18	0,03	0,57	0,42	0,03	0,94	0,17	0,55	1,41	0,90	0,91	0,65	0,43

Fonte: Autor (2020)

APÊNDICE D – DADOS DAS ANÁLISES DE COMPONENTES PRINCIPAIS

Tabela 18 - Autovalores, porcentagem de variação total e porcentagem acumulada da PCA para todo o período de monitoramento.

	Autovalores	Porcentagem de variação total	Porcentagem de variação acumulada
Dimensão 1	3,4	21,26	21,26
Dimensão 2	2,48	15,5	36,78
Dimensão 3	2,32	14,52	51,3
Dimensão 4	1,37	8,57	58,88
Dimensão 5	1,25	7,81	67,78

Fonte: Autor (2020).

Tabela 19 - Autovalores, porcentagem de variação total e porcentagem acumulada da PCA para o período de chuvas.

	Autovalores	Porcentagem de variação total	Porcentagem de variação acumulada
Dimensão 1	4,22	26,36	26,36
Dimensão 2	2,82	17,63	43,99
Dimensão 3	2,08	13,03	57,02
Dimensão 4	1,56	9,73	66,75
Dimensão 5	1,21	7,53	74,28

Fonte: Autor (2020).

Tabela 20 - Autovalores, porcentagem de variação total e porcentagem acumulada da PCA para o período de estiagem.

	Autovalores	Porcentagem de variação total	Porcentagem de variação acumulada
Dimensão 1	5,02	31,4	31,4
Dimensão 2	2,59	16,2	31,4
Dimensão 3	1,92	11,98	47,59
Dimensão 4	1,37	8,54	59,57
Dimensão 5	1,23	7,67	68,11

Fonte: Autor (2020).