



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

RAIMUNDA MOREIRA DA FRANCA

**ESTRUTURA FITOPLANCTÔNICA EM RESERVATÓRIOS CEARENSES -
ASSOCIAÇÃO HIDROCLIMÁTICA E ESTADO TRÓFICO**

FORTALEZA-CE

2021

RAIMUNDA MOREIRA DA FRANCA

ESTRUTURA FITOPLANCTÔNICA EM RESERVATÓRIOS CEARENSES –
ASSOCIAÇÃO HIDROCLIMÁTICA E ESTADO TRÓFICO

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Ceará como parte dos requisitos à obtenção do título de doutora em Engenharia Civil (Recursos Hídricos). Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof^o. Dr. Fernando José Araújo da Silva.

FORTALEZA-CE

2021

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- F883e Franca, Raimunda Moreira da.
Estrutura Fitoplanctônica em Reservatórios Cearenses - Associação Hidroclimática e Estado Trófico /
Raimunda Moreira da Franca. – 2021.
173 f. : il. color.
- Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação
em Engenharia Civil: Saneamento Ambiental, Fortaleza, 2021.
Orientação: Prof. Dr. Fernando José Araújo da Silva.
1. Efeito hidroclimático. Volume dos reservatórios. Estrutura fitoplanctônica. Cianobactérias.. I. Título.
CDD 628
-

RAIMUNDA MOREIRA DA FRANCA

ESTRUTURA FITOPLANCTÔNICA EM RESERVATÓRIOS CEARENSES -
ASSOCIAÇÃO HIDROCLIMÁTICA E ESTADO TRÓFICO

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Ceará como parte dos requisitos à obtenção do título de doutora em Engenharia Civil (Recursos Hídricos). Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Aprovada em: 04/05/2021

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Fernando José Araújo da Silva (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof.^a. Dra. Marisete Dantas de Aquino (Examinadora Interna)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Iran Eduardo Lima Neto (Examinador Interno)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof.^a. Dra. Maria Gorethe de Sousa Lima Brito (Examinadora Externa)
Universidade Federal do Cariri- UFCA

Prof. Dr. Pedro Henrique Augusto Medeiros (Examinador Externo)
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – IFCE

Aos meus pais, Manoel Moreira da Franca (In memoriam), saudade eterna. E a minha inestimável mãe, Antônia Soares, por todo amor dedicado. Aos meus filhos Álvaro Franca e Arthur Franca, razão da minha vida. Ao meu companheiro de luta, Jean Correia pelo amor, carinho e compreensão,

Dedico.

AGRADECIMENTOS

A Deus, sou grata pela vida e pelas pessoas que fazem parte dela, sobretudo por me conceder essa vitória tão sonhada. ***Obrigada Senhor!***

À minha mãe, Antônia Soares da Franca, pela educação, dedicação e amor doado. E ao meu pai, Manoel Moreira da Franca (*In memoriam*), que nunca frequentou uma escola, mas sempre valorizou e promoveu meus estudos. ***Obrigada meu pai!***

Ao meu companheiro, Jean Correia Lima e aos meus lindos filhos, Álvaro Franca e Arthur Franca, pela compreensão e perdão pelas ausências. ***Carinho, amor e gratidão a vocês.***

Ao meu sobrinho e afilhado Felipe Franca pela ajuda nas madrugadas. As minhas queridas irmãs, Marias que me alimentaram com livros e orações. E demais familiares que sempre me apoiaram. ***Obrigada a todos!***

À minha amiga Tereza (*Zinha*), Dona Carmosa e família por ajudarem a cuidar dos meus filhos na minha ausência. ***Muito obrigada a todos!***

Em especial ao mestre e amigo Dr. Fernando José Araújo da Silva, pela receptividade, presteza, benevolência e orientação na elaboração deste trabalho. ***Obrigada professor!***

À professora Dr^a. Marisete Dantas de Aquino, pelo carinho, amizade e palavras de incentivo. E demais professores do Pós-deha pelos ensinamentos e profissionalismo, em especial o prof^o Dr. Hosrt Frischkorn e Dr. Raimundo Oliveira (*In memoriam*) pelo carinho e atenção.

Ao prof^o Rodolfo Sabiá pelo incentivo e por fazer parte da minha história. À professora Gorethe Sousa Lima, pelo carinho e contribuição em meio a tanta correria. E demais professores, Iran Neto e Pedro Henrique participantes da banca examinadora pela disponibilidade e valiosas contribuições e sugestões. ***Obrigada a todos!***

Aos colegas do doutorado pelos momentos de diálogo e descontração. Em especial aos amigos, Anielle Santos, Adriana Oliveira, Sávio Fontenelle e Janine Mesquita colegas de batalhas da vida. Obrigada! Agradeço aos amigos Alisson Torquato, Adjunto Rangel e Andréa.

À Universidade Federal do Ceará, na pessoa do ex reitor Henry de Holanda Campos, que me empossou docente desta Universidade que tanto contribuiu para a minha formação acadêmica, sempre honrando sua missão com qualidade e respeito.

Agradeço as prof^{as} Maria Elias e Luisa Gardênia, campus Crateús, que me concederam um ano de afastamento para conclusão desta pesquisa, num momento muito crucial. Obrigada!

Ao Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (DEHA), pela excelência e qualidade do programa de pós-graduação ofertado. À CAPES, pelo financiamento.

A todos que contribuíram de alguma forma para o desenvolvimento desse trabalho.

AGRADECIMENTO ESPECIAL

Agradecemos à Companhia de Gestão de Recursos Hídricos do Estado do Ceará - COGERH, em nome do Engenheiro Agrícola Walt Disney Paulino, e da Química Industrial, Francimeyre Freire Avelino e Engenheiro de Pesca Mário Barros, pela colaboração e disponibilidade de informações preciosas. A todos, nosso Muito obrigada!

RESUMO

Os reservatórios das regiões semiáridas cearenses são designados para diversos usos, porém, são fortemente influenciados pelas condições climáticas. O fitoplâncton reage de forma intensa e rápida às constantes e fortes flutuações sazonais, refletindo nas características físico-químicas da água e nas comunidades biológicas. O que pode provocar alterações na composição, abundância e diversidade de espécies, favorecendo a ocorrência de florações de cianobactérias que são possivelmente reguladas por fatores hidroclimáticos e bióticos. O escopo desse estudo foi analisar os efeitos da variação da fração do volume disponível sobre a estrutura da comunidade fitoplanctônica, nas estações úmida e de estiagem, e associar com índices bióticos, graus de trofia e elementos hidroclimáticos. Para tanto foram selecionados um conjunto de quatro reservatórios (Acarape do Meio, Banabuiú, Jaburú I e Jaburú II), cujo período analisado compreendeu de janeiro/2014 a outubro/2018, com amostras coletadas a uma profundidade de 0,3 m na zona lacustre de cada reservatório. Examinou-se um banco de dados composto por variáveis físico-químicas e biológicas (microalgas e cianobactérias). As populações fitoplanctônicas foram quantificadas pelo método Utermöhl e identificadas com uso de microscopia invertida. Para análise taxonômica dos grupos e sistematização do fitoplâncton nos reservatórios utilizaram-se bibliografias especializadas para cada divisão. Calculou-se índices bióticos importantes no estudo da estrutura da comunidade fitoplanctônica. Aplicou-se análise descritiva com agrupamentos das médias semestrais, caracterizando a sazonalidade e correlações entre as variáveis hidroclimáticas, físico-químicas, bióticas e fração do volume disponível por meio do coeficiente de correlação de Pearson com nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$). A análise de componentes principais (ACP) foi aplicada para a matriz de dados hidroclimáticos, nutrientes e índices bióticos, com ênfase na variação de nível operacional dos reservatórios. A comunidade fitoplanctônica esteve representada por 81 táxons, distribuídos entre as divisões Cyanophyceae, Chlorophyceae, Bacillariophyceae, Euglenophyceae, Zygnematophyceae, Cryptophyceae, Dinophyceae. As divisões mais representativas nos reservatórios Jaburú I e II e Banabuiú foram as Cyanophyceae (média de 98%) e Bacillariophyceae (57,8%) no Acarape do Meio. A espécie *Microcystis* sp. foi destaque com 77% classificado como o táxon mais frequente, seguido por *Monoraphidium contortum* com 49% e *Raphidiopsis* sp. com 46% de frequência. O índice de Shannon-Wiener variou entre 2,10 e 0,36 bits.cel⁻¹, classificando todos os reservatórios como de baixa diversidade. A riqueza de Margalef também foi considerada baixa. O índice de estado trófico para o semiárido classificou todos os reservatórios como eutrófico ou hipereutrófico para a maior parte do período avaliado. A análise de componentes principais dos elementos hidroclimáticos, nutrientes e índices bióticos explicaram a variabilidade da qualidade da água com relação ao grau de trofia. Existe um efeito hidroclimático que favorece a predominância de cianobactérias nos reservatórios do semiárido do Ceará, comprometendo a qualidade da água desses sistemas hídricos, principalmente devido à depleção do volume disponível e a tomada de água para abastecimento.

Palavras-Chave: Efeito hidroclimático. Volume dos reservatórios. Estrutura fitoplanctônica. Cianobactérias.

ABSTRACT

The reservoirs of the semi-arid regions of Ceará are designed for different uses, however, they are strongly influenced by climatic conditions. Phytoplankton react intensely and quickly to constant and strong seasonal fluctuations, reflecting on the physicochemical characteristics of the water and the biological communities. This can cause changes in the composition, abundance and diversity of species, favoring the occurrence of cyanobacterial blooms that are possibly regulated by hydroclimatic and biotic factors. The scope of this study was to analyze the effects of the variation of the fraction of the available volume on the structure of the phytoplankton community, in the wet and dry seasons, and to associate with biotic indices, degrees of trophic and hydroclimatic elements. For this purpose, a set of four reservoirs (Acarape do Meio, Banabuiú, Jaburú I and Jaburú II) were selected, whose analyzed period comprised from January / 2014 to October / 2018, with samples collected at a depth of 0.3 m in the lake area of each reservoir. A database composed of physico-chemical and biological variables (microalgae and cyanobacteria) was examined. Phytoplankton populations were quantified using the Utermöhl method and identified using inverted microscopy. For taxonomic analysis of the groups and systematization of phytoplankton in the reservoirs, specialized bibliographies were used for each division. Important biotic indexes were calculated in the study of the structure of the phytoplankton community. Descriptive analysis was applied with groupings of semiannual averages, characterizing seasonality and correlations between hydroclimatic, physical-chemical, biotic variables and fraction of the available volume through Pearson's correlation coefficient with a significance level of 5% ($\alpha = 0,05$). Principal component analysis (PCA) was applied to the matrix of hydroclimatic data, nutrients and biotic indexes, with emphasis on the variation of the operational level of the reservoirs. The phytoplankton community was represented by 81 taxa, distributed among the divisions Cyanophyceae, Chlorophyceae, Bacillariophyceae, Euglenophyceae, Zygnematophyceae, Cryptophyceae, Dinophyceae. The most representative divisions in the Jaburú I and II and Banabuiú reservoirs were Cyanophyceae (98% average) and Bacillariophyceae (57.8%) in Acarape do Meio. The species *Microcystis* sp. was highlighted with 77% classified as the most frequent taxon, followed by *Monoraphidium contortum* with 49% and *Raphidiopsis* sp. with 46% frequency. The Shannon-Wiener index ranged between 2.10 and 0.36 bits.cel⁻¹, classifying all reservoirs as having low diversity. Margalef's wealth was also considered low. The trophic status index for the semiarid classified all reservoirs as eutrophic or hypereutrophic for most of the evaluated period. The analysis of the main components of hydroclimatic elements, nutrients and biotic indexes explained the variability of water quality in relation to the degree of trophic. There is a hydroclimatic effect that favors the predominance of cyanobacteria in the reservoirs of the semiarid region of Ceará, compromising the water quality of these water systems, mainly due to the depletion of the available volume and the intake of water for supply.

Keywords: Hydroclimatic effect. Volume of reservoirs. Phytoplanktonic structure. Cyanobacteria.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -	Compartimentos ou zonas dos reservatórios em sentido longitudinal.....	27
Figura 2 -	Fatores que impulsionam o processo de eutrofização em reservatórios.....	30
Figura 3 -	Localização das bacias hidrográficas e reservatórios no semiárido cearense.....	49
Figura 4 -	Reservatório Jaburú I com delimitação máxima da área inundada (linha amarela).....	51
Figura 5 -	Reservatório Jaburú I período de estio em 2019.....	51
Figura 6 -	Reservatório Jaburú II com delimitação máxima da área inundada (linha amarela).....	53
Figura 7 -	Reservatório Jaburú II durante o período úmido no ano de 2018.....	53
Figura 8 -	Acarape do Meio com delimitação máxima da área inundada (linha amarela).....	54
Figura 9 -	Reservatório Acarape do Meio durante período úmido no ano de 2017.....	55
Figura 10 -	Reservatório Banabuiú com delimitação máxima da área inundada (linha amarela).....	56
Figura 11 -	Reservatório Banabuiú com baixo nível operacional em novembro 2018.....	57
Figura 12 -	Temperatura do ar para os reservatórios do semiárido cearense no período de 2014 a 2018, com base em médias semestrais: (a) Jaburú I; (b) Jaburú II.....	68
Figura 13 -	Temperatura do ar para os reservatórios do semiárido cearense no período de 2014 a 2018, com base em médias semestrais: (a) Banabuiú e (b) Acarape do Meio.....	69
Figura 14 -	Média da umidade relativa do ar para os reservatórios do semiárido cearense no período de 2014 a 2018. (a) Jaburú I; (b) Jaburú II.	70
Figura 15 -	Média da umidade relativa do ar para os reservatórios do semiárido cearense no período de 2014 a 2018. (a) Banabuiú e (b) Acarape do Meio.....	71
Figura 16 -	Índice de insolação média semestral para os reservatórios do semiárido cearense no período de 2014 a 2018. (a) Jaburú I; (b) Jaburú II.....	72
Figura 17 -	Índice de insolação média semestral para os reservatórios do semiárido cearense no período de 2014 a 2018. (a) Banabuiú e (b) Acarape do Meio ...	72

Figura 18 -	Nebulosidade média semestral para os reservatórios do semiárido cearense no período de 2014 a 2018. (a) Jaburú I; (b) Jaburú II.....	73
Figura 19 -	Nebulosidade média semestral para os reservatórios do semiárido cearense no período de 2014 a 2018. (a) Banabuiú e (b) Acarape do Meio.....	74
Figura 20 -	Evaporação média semestral para os reservatórios do semiárido cearense no período de 2014 a 2018. (a) Jaburú I; (b) Jaburú II.....	75
Figura 21 -	Evaporação média semestral para os reservatórios do semiárido cearense no período de 2014 a 2018. (a) Banabuiú e (b) Acarape do Meio.....	75
Figura 22 -	Velocidade média semestral do vento para os reservatórios do semiárido cearense no período de 2014 a 2018. (a) Jaburú I; (b) Jaburú II.....	77
Figura 23 -	Velocidade média semestral do vento para os reservatórios do semiárido cearense no período de 2014 a 2018. (a) Banabuiú e (b) Acarape do Meio.....	77
Figura 24 -	Fração do volume disponível (VD%) e profundidade (H%) próximo à zona de tomada d'água, no reservatório Jaburú I no período de 2014 a 2018.....	81
Figura 25 -	Fração do volume disponível (VD%) e profundidade (H%) próximo à zona de tomada d'água, no reservatório Jaburú II no período de 2014 a 2018.....	82
Figura 26 -	Fração do volume disponível (VD%) e profundidade (H%), próximo à zona de tomada d'água, no reservatório Banabuiú no período de 2014 a 2018.....	83
Figura 27 -	Fração do volume disponível (VD%) e profundidade (H%) próximo à zona de tomada d'água, no reservatório Acarape do Meio no período de 2014 a 2018.....	83
Figura 28 -	Variação anual da riqueza de espécies fitoplanctônicas nos quatro reservatórios no semiárido cearense no período de 2014 a 2018.....	91
Figura 29 -	Densidade da comunidade fitoplanctônica no reservatório Jaburú I, estado do Ceará, Brasil durante o período de 2014 a 2018.....	93
Figura 30 -	Densidade da comunidade fitoplanctônica no reservatório Jaburú II, estado do Ceará, Brasil durante o período de 2014 a 2018.....	93
Figura 31 -	Densidade da comunidade fitoplanctônica no reservatório Banabuiú, estado do Ceará, Brasil durante o período de 2014 a 2018.....	94

Figura 32 -	Densidade da comunidade fitoplanctônica no reservatório Acarape do Meio, estado do Ceará, Brasil durante o período de 2014 a 2018.....	95
Figura 33 -	Frequência relativa das divisões na comunidade fitoplanctônica nos reservatórios cearense, estado do Ceará, Brasil durante o período de 2014 a 2018.....	96
Figura 34 -	Análise de componentes principais referente as variáveis hidroclimáticas para Jaburú I (a) e Jaburú II (b) no período de 2014 a 2018.....	110
Figura 35 -	Análise de componentes principais referente as variáveis hidroclimáticas para Banabuiú (a) e Acarape do Meio (b) no período de 2014 a 2018.....	111
Figura 36 -	Análise de componentes principais referente as variáveis hidroclimáticas para os quatro reservatórios quando agrupados por períodos úmido (a) e estiagem (b) de 2014 a 2018.....	112
Figura 37 -	Análise de componentes principais referente as variáveis hidroclimáticas, os nutrientes e variável biótica para os quatro reservatórios quando agrupados por períodos úmido (a) e seco (b) de 2014 a 2018.....	113
Figura 38 -	Análise de componentes principais referente as variáveis hidroclimáticas, os Índices bióticos para Jaburú I (a) e Jaburú II (b) no período de 2014 a 2018.....	114
Figura 39 -	Análise de componentes principais referente as variáveis hidroclimáticas, os Índices bióticos para Banabuiú (a) e Acarape do Meio (b) no período de 2014 a 2018.....	115
Figura 40 -	Análise de componentes principais para as variáveis hidroclimáticas e Índices bióticos nos reservatórios agrupados períodos úmido (a) e seco (b) de 2014 a 2018.....	116
Figura 41 -	Análise de componentes principais para os índices bióticos e nutrientes para Jaburú I (a) e Jaburú II (b) no período de 2014 a 2018.....	116
Figura 42 -	Análise de componentes principais para os índices bióticos e nutrientes para Banabuiú (a) e Acarape do Meio (b) no período de 2014 a 2018.....	117
Figura 43 -	Análise de componentes principais para os índices bióticos e nutrientes nos Reservatórios agrupados períodos úmido (a) e seco (b) de 2014 a 2018.....	118

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Modo de ação dos principais tipos de cianotoxinas, respectivos sintomas e os substanciais gêneros produtores.....	37
Tabela 2 -	Características dos reservatórios do estudo.....	50
Tabela 3 -	Variáveis do estudo e metodologias utilizadas nos procedimentos analíticos.....	59
Tabela 4 -	Referências consultadas na catalogação das espécies do fitoplâncton nos reservatórios no semiárido cearense.....	60
Tabela 5 -	Divisão em classes para cálculo do ITS conforme concentração de cada parâmetro.....	65
Tabela 6 -	Análise da precipitação com base na normal climatológica (1981 - 2010) para os reservatórios do semiárido cearense no período de 2014 a 2018.....	79
Tabela 7 -	Estatística descritiva dos parâmetros qualitativos de caracterização dos nutrientes nos reservatórios Jaburú I, Jaburú II, no período de 2014 a 2018.....	85
Tabela 8 -	Estatística descritiva dos parâmetros qualitativos de caracterização dos nutrientes nos reservatórios Banabuiú e Acarape do Meio, no período de 2014 a 2018.....	86
Tabela 9 -	Razão molar (N/P) e classificação quanto ao nutriente limitante nos reservatórios do semiárido cearense no período de 2014 a 2018.	88
Tabela 10 -	Densidade e frequência de ocorrência dos táxons fitoplanctônicos nos reservatórios localizados no semiárido cearense no período de 2014 a 2018, Porcentagem de Ocorrência (%).	98
Tabela 11 -	Índices bióticos computados para os reservatórios do semiárido cearense Jaburú I e Jaburú II no período de 2014 a 2018.....	102
Tabela 12 -	Índices bióticos computados para os reservatórios do semiárido cearense Banabuiú e Acarape do Meio no período de 2014 a 2018.....	104
Tabela 13 -	Índice Trófico para o Semiárido e classificação do grau de trofia nos reservatórios cearense Jaburú I e Jaburú II para o período de 2014 a 2018.....	105

Tabela 14 - Índice Trófico para o Semiárido e classificação do grau de trofia nos reservatórios cearense Jaburú I e Jaburú II para o período de 2014 a 2018.....	106
Tabela 15 - Matriz de correlação de Pearson (r) para as variáveis analisadas com os quatro reservatórios agrupados período úmido, de 2014 a 2018.....	108
Tabela 16 - Matriz de correlação de Pearson (r) para as variáveis analisadas com os quatro reservatórios agrupados período seco, de 2014 a 2018.....	109

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ACA	Reservatório Acarape do Meio
ACP	Análise de Componentes Principais
ANA	Agência Nacional das Águas
APHA	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater
AW'	Clima savânico
Bits	Unidade de medida de Informação
BI	Biotic Integrity
BSw'h	Clima semiárido quente
BMWP	Biological Monitoring Working Party
BDMEP	Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa
CASAL	Companhia de saneamento de Alagoas
CB	Contagem total de cianobactérias (cel/mL)
<i>Cl_a</i>	Clorofila <i>a</i> (µg/L)
COGERH	Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CONERH	Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Ceará
CV	Coefficiente de variação
CPRM	Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais
CPTEC	Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos
DQA	Diretiva Quadro da Água
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DMg	Índice de Margalef
Ds	Índice de Simpson
DNA	ácido desoxirribonucleico
EUA	Estados Unidos da América
ETEs	Estações de Tratamento de Esgotos
EXP	Exponencial
FUNCEME	Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos
FR	Frequência
H%	Profundidade (%)
H'	Índice de Shannon-Wiener

HdRN	High-density Reservoir Network
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
IET _s	Índice de Estado Trófico modificado para o trópico semiárido
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
IPI	Integrated Phytoplankton Index
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IIB	Índice de Integridade Biótica
INSA	Instituto Nacional do Semiárido
IET	Índice de Estado Trófico
LPS	Lipopolissacarídeo
NT	Nitrogênio total (mg/L)
N:P	Relação nitrogênio fósforo
N/P	Razão nitrogênio fósforo
OD	Oxigênio dissolvido (mg/L)
Pp	Precipitação
PSI	Phyto-See-Index
PAST	PAleontological STatistical
pH	Potencial hidrogeniônico
PT	Fósforo total (mg/L)
P-IBI	Índice fitoplanctônico de integridade biótica
PNQA	Programa Nacional de Avaliação da Qualidade das Águas
POSDEHA	Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Ambiental
QUALIÁGUA	Programa de Estímulo à Divulgação de Dados de Qualidade de Água
RN	Rio Grande do Norte
RNA	ácido ribonucleico
RMQA	Rede de monitoramento da qualidade da água
SRH	Secretaria dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará
SNIS	Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento
SDT	Sólidos dissolvidos totais (mg/L)
STX	Saxitoxina
SUDENE	Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste
sp.	Abreviatura de espécie
spp.	Abreviaturas de várias subespécies

T	Temperatura (°C)
Tmed	Temperatura media compensada
TBI	Trent Biotic Index
UTM	Universal Transversa de Mercator
UFC	Universidade Federal do Ceará
VD%	Fração do Volume disponível (%)
Vv	Velocidade do vento
VCAS	Vórtices Ciclônicos de Ar Superior
WFD	Water Framework Directive
WQIs	Water Quality Indices
ZCIT	Zona de Convergência Intertropical

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	21
1.1	Motivação do estudo e importância.....	21
1.2	Hipóteses da tese.....	23
1.3	Objetivos.....	24
1.3.1	Objetivo Geral.....	24
1.3.2	Objetivos Específicos.....	24
1.4	Estrutura da tese.....	24
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	26
2.1	Reservatórios no semiárido cearense.....	26
2.2	Caracterização, funcionamento de reservatórios e qualidade da água.....	27
2.3	Eutrofização em ecossistemas tropicais e semiáridos (Brasil).....	29
2.4	Fitoplâncton em águas de reservatórios tropicais.....	31
2.5	Cianobactérias e Cianotoxinas: Implicações para a Saúde Pública.....	35
2.5.1	<i>Fatores associados a presença e florescimento de cianobactérias.....</i>	<i>39</i>
2.6	Diversidade de Espécies	40
2.7	Índices bióticos, histórico, conceitos e aplicações.....	41
2.7.1	<i>Índice de Shannon-Wiener.....</i>	<i>45</i>
2.7.2	<i>Índice de Margalef.....</i>	<i>46</i>
2.7.3	<i>Índice de Simpson (D).....</i>	<i>46</i>
2.8	Índice complementar: o caso do Índice de Estado Trófico – IET.....	47
3	METODOLOGIA.....	49
3.1	Descrição e localização dos corpos lênticos do estudo.....	49
3.2	Caracterização e antropismo nas bacias hidrográficas	50
3.3	Base de dados do estudo	58
3.4	Procedimentos metodológicos	58
3.4.1	<i>Variáveis Hidroclimáticos</i>	<i>58</i>
3.4.2	<i>Volume disponível e profundidade dos reservatórios no período (2014 a 2018)</i>	<i>59</i>
3.4.3	<i>Variáveis limnológicas aplicadas ao estudo dos índices bióticos dos reservatórios.....</i>	<i>59</i>
3.4.4	<i>Variáveis biológicas aplicadas ao estudo da estrutura da comunidade.....</i>	<i>59</i>
3.4.4.1	<i>Fitoplâncton nos reservatórios do semiárido.....</i>	<i>59</i>

3.4.4.2	<i>Estudo qualitativo do fitoplâncton em reservatórios.....</i>	60
3.4.4.3	<i>Análise da estrutura da comunidade fitoplanctônica.....</i>	61
3.5	Índices bióticos aplicados ao fitoplâncton.....	62
3.5.1	<i>Índice de Shannon-Wiener.....</i>	62
3.5.2	<i>Índice de Margalef.....</i>	62
3.5.3	<i>Índice de Simpson.....</i>	63
3.6	Índice complementar: IET modificado para o trópico semiárido (IETS)	63
3.7	Abordagem estatística dos dados.....	65
3.7.1	<i>Análise estatística descritiva.....</i>	65
3.7.2	<i>Análise estatística multivariada.....</i>	66
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	68
4.1	Caracterização hidroclimática.....	68
4.1.1	<i>Temperatura do ar.....</i>	68
4.1.2	<i>Umidade relativa do ar.....</i>	70
4.1.3	<i>Índice de insolação (horas com sol)</i>	71
4.1.4	<i>Nebulosidade.....</i>	73
4.1.5	<i>Evaporação (mm/semestre) pelo evaporímetro de Piché.....</i>	74
4.1.6	<i>Velocidade do vento.....</i>	76
4.1.7	<i>Pluviometria e normal climatológica (1981 – 2010)</i>	78
4.1.8	<i>Volume disponível e profundidade média dos reservatórios.....</i>	81
4.2	Nutrientes e clorofila a	84
4.2.1	<i>Fósforo total (PT) e Nitrogênio total (NT).....</i>	84
4.2.2	<i>Relação Nitrogênio Total (N) / Fósforo Total (PT).....</i>	87
4.3	Estrutura da comunidade fitoplanctônica com ênfase em cianobactérias	89
4.3.1	<i>Composição do fitoplâncton nos reservatórios do semiárido cearense.....</i>	89
4.3.2	Índices Bióticos de diversidade, riqueza e dominância	102
4.3.3	<i>Índice complementar – Índice trófico para o semiárido (ITS).....</i>	103
4.4	Associação entre índices bióticos e volume disponível dos reservatórios	107
4.5	Relação dos elementos hidroclimáticos e os índices bióticos no semiárido	110
5	CONCLUSÕES	119
	RECOMENDAÇÕES E PERSPECTIVAS FUTURAS.....	120
	REFERÊNCIAS.....	121

APÊNDICE A – Parâmetros hidroclimáticos analisados nos reservatórios Cearenses.....	155
APÊNDICE B – Parâmetros qualitativos de caracterização dos nutrientes analisados nos reservatórios cearenses.....	158
APÊNDICE C – Sinopse das espécies fitoplanctônicas catalogadas nos Reservatórios cearenses.....	159
APÊNDICE D – Estatística descritiva da contagem do fitoplâncton nos reservatórios cearenses.....	166
APÊNDICE E – Matrizes de correlação de Pearson para os reservatórios cearenses no período 2014 a 2018	170
APÊNDICE F - Análise de Componente Principal para os reservatórios.....	173

1 INTRODUÇÃO

1.1 Motivação do estudo e importância

No Brasil está localizada a maior rede de reservatórios do mundo, cerca de 172,8 mil estruturas hídricas, com mapeamento em 2017, ocupando uma área de quase 45 mil km² (ANA, 2018). Na região Nordeste do país estão situados cerca de 70.000 reservatórios, com volume potencial de armazenamento em torno de 37 bilhões de m³ de água (CRUZ, 2019). Esses reservatórios também denominados de açudes, que deriva do termo árabe, *as-sudd*, significa barragem ou represa. São estruturas físicas de represamento de água destinadas a armazenar águas de rios e das precipitações para diversas finalidades, notadamente em localidades com risco de déficit hídrico no atendimento de demanda.

As regiões áridas e semiáridas do mundo cobrem cerca de 40% da superfície terrestre. Representam cerca de 18,0% do território brasileiro e 70,6% da região Nordeste do Brasil (BARBOSA *et al.*, 2012). Nessas regiões a construção de reservatórios superficiais é condição essencial à obtenção de suprimento de água, que se tornou a fonte hídrica mais acessada. O semiárido brasileiro é o mais populoso do mundo, com cerca de 56,7 milhões de habitantes (IBGE, 2018). No início do século 21 o semiárido brasileiro contava com a segunda maior densidade de reservatórios do mundo, responsável pelo abastecimento de 40 milhões de pessoas, principalmente, nos períodos de seca, evento climático frequente e, conseqüentemente, catastrófico nesta parte do Brasil (BARBOSA, 2006).

O Estado do Ceará, que integra o semiárido brasileiro, possui extensão territorial de quase 149 mil km², e uma população de 9,1 milhões de habitantes (IBGE, 2019). Os reservatórios cearenses são fundamentais para os sistemas de abastecimento humano, visto que as características geológicas dominantes (rochas cristalinas), resultam em menor disponibilidade dos recursos hídricos subterrâneos (ZANELLA, 2014).

Lima Neto *et al.* (2011) destacam que, para compensar os déficits hídrico durante a estação seca na região semiárida brasileira, fez-se necessária uma rede de reservatórios de alta densidade (High-density Reservoir Network - HdRN). Os reservatórios do semiárido estão sujeitos a recorrentes períodos de escassez de água, uma vez que apresentam vazão de aporte errático e elevado tempo de residência, associados a um balanço hídrico negativo com altas temperaturas durante a maior parte do ciclo hidrológico. Sob tal condição, o acúmulo de sais e

a elevada concentração de nutrientes tornam esses sistemas consideravelmente mais vulneráveis à eutrofização do que aqueles localizados em áreas mais úmidas.

A eutrofização tem sido relatada como uma das questões mais importantes quanto deterioração da qualidade das águas superficiais. Além da tensão imposta a partir da variabilidade climática, os reservatórios do semiárido brasileiro também recebem cargas excessivas de nutrientes, como consequência da alta suscetibilidade à erosão dos solos, entradas de esgotos sem tratamento - em áreas urbanas e rurais - e ocupação inadequada do solo. A má qualidade da água acumulada nesses reservatórios restringe severamente seus usos, eleva os custos de tratamento e agrava as já escassas fontes de água para consumo humano.

Índices de precipitação abaixo da média, elevadas taxas de evaporação, e usos consultivos diversos, podem reduzir consideravelmente o volume de água nos reservatórios. Isso altera a dinâmica do sistema. As massas de águas eutrofizadas podem apresentar florações de microrganismos fitoplanctônicos, e provocar diversos prejuízos econômicos e ambientais, uma vez que podem comprometer a qualidade da água e causar problemas de saúde pública (SANT'ANNA *et al.*, 2016).

Segundo a Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos - Funceme (2017) a magnitude da chuva, especialmente nos períodos chuvosos de 2012 a 2017, foram abaixo da média, com reduzidas recargas dos reservatórios no estado do Ceará. Esses reservatórios tiveram volumes deplecionados drasticamente para atender às demandas, apresentando-se em níveis muito baixos para a maioria destas estruturas.

Os reservatórios cearenses há décadas sofrem com intenso processo de eutrofização com consequências diretas sobre a qualidade da água (ROCHA; MESQUITA; LIMA NETO, 2019; ARAÚJO; LIMA NETO, 2019; BARROS *et al.*, 2019; PACHECO; LIMA NETO, 2017). Esse processo provoca alterações nas variáveis limnológicas, bióticas e abióticas, de maneira que o estado trófico e suas implicações são fator crucial na limitação das comunidades biológicas no ambiente aquático. Quanto a isso, estudos sobre as comunidades fitoplanctônicas fornecem informações valiosas para o manejo ecológico e ambiental.

Posto isto, há lacunas científicas quanto à composição, estrutura e diversidade do fitoplâncton em corpos lênticos do trópico semiárido cearense. Isso se estende à relações com os nutrientes no meio aquático e fatores hidroclimáticos, que asseguram informações relevantes sobre tais ecossistemas. O fitoplâncton, componente biológico essencial dos corpos lênticos, deve ser usado como ferramenta valiosa na gestão das águas. Em razão do seu curto tempo de geração e sensibilidade às mudanças ambientais, tornou-se nos últimos tempos um excelente

instrumento para avaliação de alterações antrópicas e naturais em corpos aquáticos (BARROS *et al.*, 2019; BATISTA; FONSECA, 2018; SILVA *et al.*, 2016; KRUK *et al.*, 2012).

O levantamento das características das comunidades fitoplanctônicas nos reservatórios cearenses pode mostrar que tais grupos parecem ser diferentes quanto à composição, abundância e diversidade. Comparações entre comunidades são essenciais para se conhecer o grau de influência das características hidroclimáticas e dos fatores físicos e químicos sobre essas populações e a qualidade da água. Dokulil e Teubner (2000) afirmam que em muitos ambientes, especialmente aqueles com níveis tróficos mais elevados, a diversidade do fitoplâncton diminui, elevando a ocorrência de cianobactérias, que são as principais produtoras de cianotoxinas. Nesse sentido, compreender a dinâmica por trás das diferentes formas com que a comunidade fitoplanctônica responde as influências internas e externas ao ambiente aquático são pré-requisitos importantes para o estudo da qualidade da água e a gestão dos ecossistemas aquáticos. Para tanto, esta pesquisa tem como fundamento duas questões científicas, a saber: i) o volume disponível associado aos elementos hidroclimáticos afetam a frequência das cianobactérias em reservatórios no semiárido cearense e; ii) tal fato pode ser representado a partir de uma associação com índices bióticos?

1.2 Hipóteses da tese

No presente trabalho, foram definidas as seguintes hipóteses:

1. A redução do volume disponível em ambientes límnicos no trópico semiárido cearense tem efeito sobre a estrutura da comunidade fitoplanctônica ao longo do ciclo sazonal (período úmido *versus* período de estiagem), e provoca alterações na diversidade e frequência de ocorrência de espécies produtoras de toxinas, com predominância de maiores densidades de cianobactérias.

2. O acúmulo de nutrientes nos reservatórios do semiárido brasileiro reflete os índices de diversidade da comunidade biótica, e podem ser representados a partir de uma análise sensível desses índices, de forma a avaliar a adequabilidade dos mesmos em conjecturar a qualidade da água.

3. A variabilidade climática afeta a comunidade fitoplanctônica, que favorece a uma maior densidade de espécies oportunistas com potencial de toxicidade, e pode ser representada em índices bióticos.

1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivo geral

Avaliar a estrutura da comunidade fitoplanctônica e analisar suas relações com os fatores hidroclimáticos, assim como uso de índices bióticos aplicados ao fitoplâncton. Em tal escopo, trata-se de cotejar a influência da diversidade de espécies, grau de trofia e predominância de cianobactérias com potencial de toxicidade à saúde humana, em um conjunto de reservatórios no semiárido tropical do Ceará.

1.3.2 Objetivos específicos

1. Determinar a composição taxonômica (gêneros/espécies) e a densidade da comunidade fitoplanctônica nos ambientes estudados conforme variação sazonal.

2. Avaliar a estrutura dessas comunidades através da identificação de espécies dominantes, abundantes e raras, com intuito de relacionar àqueles táxons mais sensíveis ou tolerantes à poluição orgânica.

3. Aplicar índices bióticos ao estudo da comunidade fitoplânctônica para verificar graus de associação com o estado trófico dos ambientes estudados.

4. Analisar a associação da fração do volume operacional disponível sobre a qualidade da água, estado trófico dos reservatórios e aspectos bióticos. Assim, busca-se analisar a variação temporal do volume disponível com os índices bióticos e de trofia.

1.4 Estrutura e apresentação da tese

A presente tese está estruturada em seis capítulos. No primeiro consta a Introdução, em que se abordam aspectos gerais referentes aos ambientes límnicos no semiárido; são apresentadas as hipóteses, definidos os objetivos geral e específicos, culminando com a apresentação de sua estrutura.

Logo após, segue uma Revisão Bibliográfica norteada pela relevância dos reservatórios para o abastecimento humano, importância do estudo sobre a eutrofização e a composição fitoplanctônica em reservatórios no semiárido. Destaca ainda, o risco das florações

de cianobactérias sobre saúde pública e definições referentes a diversidade de espécies e índices bióticos e de trofia.

No terceiro capítulo consta a Metodologia do estudo, com descrição de seu delineamento, caracterização da área de interesse referente aos reservatórios componentes da investigação. Em seguida, são abordados os procedimentos metodológicos utilizados na construção do trabalho.

No quarto capítulo incluem-se os Resultados e Discussão que ocorre em quatro momentos:

- a) Caracterização das variáveis hidroclimáticas e nutrientes;
- b) Estrutura da comunidade fitoplanctônica com ênfase sobre as cianobactérias;
- c) Associação entre índices bióticos e fração do volume disponível;
- d) Relação dos elementos hidroclimáticos e os índices bióticos no semiárido.

O quinto capítulo apresenta as Conclusões da pesquisa e, por fim, as Referências utilizadas constam no sexto e último capítulo, seguido dos Apêndices relativos à pesquisa aqui desenvolvida.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Reservatórios no semiárido cearense

A gestão das águas no semiárido brasileiro tornou-se, ao longo de décadas, um desafio para instituições e tomadores de decisão. As características climáticas intrínsecas e o adensamento da ocupação humana tornam a região Nordeste brasileira vulnerável aos eventos de secas, gerando impactos econômicos, sociais, ambientais e ecológicos (ANA, 2017).

O semiárido brasileiro tem sua história alicerçada por eventos climáticos severos, de secas e cheias. A variabilidade climática e a escassez hídrica, com precipitações erráticas são marcas indelévels (INSA, 2012). Em termos climáticos, caracteriza-se por temperaturas médias anuais entre 23°C e 27°C, forte insolação em torno de 2.800 horas/ano (1.000 a 3.000 horas/ano), altas taxas de evaporação com média de 2.000 mm/ano (1.500 a 3.000 mm/ano), associadas a uma umidade relativa do ar abaixo de 50% (COSTA *et al.*, 2015). A isto destacam-se baixos (280 a 800 mm) e irregulares índices pluviométricos na região. Alvalá *et al.* (2017) destacam que na maior parte do semiárido brasileiro, a precipitação anual acumulada está abaixo de 600 mm, o que caracteriza condição muito seca, com agravamento em localidades com precipitações abaixo dos 300 mm anuais.

O semiárido brasileiro possui cerca de 27 milhões de habitantes, que corresponde a cerca de 12% da população brasileira (SUDENE, 2020). Essa região possui uma área de 1.128.697 Km². Compreende aproximadamente 80% do território do Nordeste brasileiro, abrange parte dos estados do Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Sergipe e Bahia, mais o Norte de Minas Gerais e Espírito Santo e Leste do Maranhão (BAPTISTA *et al.*, 2013). A construção de reservatórios hídricos no semiárido nordestino reporta-se como uma das obras da engenharia designadas a minimizar os efeitos produzidos pela escassez de água, sobretudo para o abastecimento humano. No Ceará, a Companhia de Gestão de Recursos Hídricos administra uma rede de 155 reservatórios, com potencial total de acumulação de 18,6 bilhões de m³ (COGERH, 2018).

O estado do Ceará contém 86,7% do seu espaço territorial em meio semiárido e se destaca por apresentar 81,5% dos municípios inseridos na porção semiárida, com 129 mil km² de extensão (INSA, 2012). Para Braga *et al.* (2015) os ciclos de estiagem prolongada induzem à deterioração da qualidade da água, alterando as propriedades físicas, químicas e biológicas dos ecossistemas aquáticos. Os reservatórios do semiárido estão sujeitos a grandes flutuações

de volumes devido à escassez de chuvas e às altas taxas de evaporação. No Ceará, a crescente demanda, para abastecimento humano torna vital a gestão dos reservatórios, sobretudo pela importância estratégica para garantia do abastecimento de água. Os diversos usos dos reservatórios e das bacias hidrográficas referentes as atividades humanas provocam alterações nas entradas de nutrientes nos corpos aquáticos, que aparenta ser a principal razão para as modificações no estado trófico dos reservatórios, na comunidade de fitoplâncton e nas condições físicas e químicas da água.

2.2 Caracterização, funcionamento de reservatórios e qualidade da água

Para Straskraba e Tundisi (2000) os reservatórios são caracterizados por fluxos lênticos e podem ser subdivididos em compartimentos ou zonas longitudinais, que apresentam processos físicos, químicos e produtividade biológica distinta. A Figura 1 ilustra um esquema das zonas onde ocorrem os principais processos em relação aos fatores limnológicos no reservatório, conforme descrito na caracterização:

- a) *Zona fluvial*: considerada a zona mais eutrofizada, mais estreita, rasa, de fluxo alto, elevada concentração de nutrientes e matéria orgânica alóctone.
- b) *Zona intermediária*: menos eutrófica, longa, profunda, de fluxo reduzido, concentração de nutrientes e matéria orgânica intermediários.
- c) *Zona lacustre*: mais oligotrófica, mais larga, mais profunda, fluxo reduzido, maior concentração de nutrientes e matéria orgânica reduzida.

Figura 1 - Esquema das zonas dos reservatórios típicos do semiárido sentido longitudinal.



Fonte: adaptado de: Serafim-Junior *et al.* (2011).

De acordo com Kimmel *et al.* (1990) os processos mais importantes que ocorrem nos compartimentos dos reservatórios são: sedimentação de sólidos, dinâmica nas concentrações de nutrientes, importância relativa dos aportes de material inorgânico e orgânico, fatores limitantes da produção primária e valores da produção primária.

A retenção de nutrientes que ocorre na maioria dos reservatórios é propiciada basicamente pela sedimentação de material particulado inorgânico, onde ficam adsorvidos carbono orgânico, ferro, manganês, carbonato de cálcio e fósforo (THOMAZ *et al.*, 1997). A diminuição do teor de fósforo e ferro no sentido rio-reservatório pode ser atribuída, sobretudo aos fatores: absorção pelo fitoplâncton e sua posterior sedimentação, adsorção ao material particulado inorgânico (THORNTON *et al.*, 1990) e precipitação do fósforo com compostos férricos (WETZEL, 1983). Esse processo acontece principalmente na zona lacustre do reservatório.

Tundisi e Matsumura-Tundisi (2011) destacam que o tipo de construção, o tempo de retenção, o período de enchimento e os impactos dos usos variados são de fundamental importância para o funcionamento desses reservatórios, e que esses aspectos influenciam nas características físicas, químicas e biológicas das águas desses ecossistemas. Afirmam ainda que, flutuações de vazões, tipos de relevo, temperatura das águas afluentes, insolação, turbidez, luminosidade das águas e a química dos nutrientes afetam sua biota. Outro aspecto importante é a morfologia que, assim como os ciclos sazonais das principais variáveis ambientais, as diferenças promovem um ambiente competitivo onde avulta se as espécies mais bem adaptadas (PADISÁK *et al.*, 2006).

De-Carli *et al.* (2017) evidenciaram uma variação espaço-sazonal e de correspondência entre descritores ambientais e a densidade de organismos fitoplanctônicos. Os reservatórios, enquanto ecossistemas aquáticos, são sistemas vulneráveis ao processo de eutrofização. A elevação da biomassa algal, especialmente cianobactérias, podem inviabilizar os usos múltiplos da água. A eutrofização pode ser benéfica, em baixos níveis, pois aumenta a produtividade primária do sistema e a capacidade de manutenção da vida aquática.

O funcionamento de um reservatório é influenciado por forças alóctones como características climatológicas da região, sua posição na bacia hidrográfica, o ciclo hidrológico, as características técnicas da construção e os múltiplos usos antropogênicos, incluindo as atividades relacionadas com a gestão do recurso hídrico no sistema e na bacia hidrográfica. Igualmente, forças autóctones do sistema, como o tempo de residência de suas águas, sua morfometria e profundidade, podem determinar a dinâmica do reservatório (HENRY, 1999).

Para Vasconcelos *et al.* (2011) a morfologia dendrítica dos reservatórios, facilita a estagnação localizada da água, o baixo tempo de renovação, reduzida profundidade e o extenso espelho de água, favorecem ao aquecimento e à evaporação, além da natureza alcalina e elevada condutividade. Fatores morfométricos, hidrológicos e de qualidade estimulam a ocorrência das cianobactérias e exigem um manejo mais complexo e cuidadoso.

A redução do volume da água em reservatórios causada pelas secas acelera a eutrofização. Isso resulta em elevação da densidade cianobactérias e dominância em corpos lênticos tropicais, conforme Brasil *et al.* (2016). Também, um possível clima mais quente e seco, projetado para o futuro, reduzirá mais ainda a quantidade e a qualidade da água, com eutrofização e proliferação de cianobactérias dominantes, salinização e anóxia. Nos trópicos, a sazonalidade dos componentes abióticos e bióticos nos reservatórios é determinada pelas funções de força climatológica. As variáveis temperatura da água, pH, condutividade, oxigênio dissolvido, turbidez e sólidos em suspensão são as que mais se alteram entre as estações do ano (SERAFIM-JÚNIOR; LIMA, 2012).

2.3 Eutrofização em ecossistemas tropicais semiáridos – o caso do Brasil

O aumento do impacto antrópico sobre os ecossistemas aquáticos acelera o processo de eutrofização, compromete os usos múltiplos da água dos lagos e reservatórios nos trópicos semiáridos, no Brasil e no mundo (BEZERRA; BECKER; MATTOS, 2014). O conceito de eutrofização foi desenvolvido por Naumann (1919). Embora não tenha feito referência à composição específica do fitoplâncton, esse conceito evoluiu significativamente. A eutrofização pode ser definida como o processo de enriquecimento constante de um corpo d'água por nutrientes essenciais para o crescimento da produtividade primária (KALFF, 2002). Ou ainda, segundo Wetzel e Likens (2000), um conceito mais genérico, é o processo de excessivo enriquecimento de um corpo de água com elementos nutritivos para o crescimento de produtores primários.

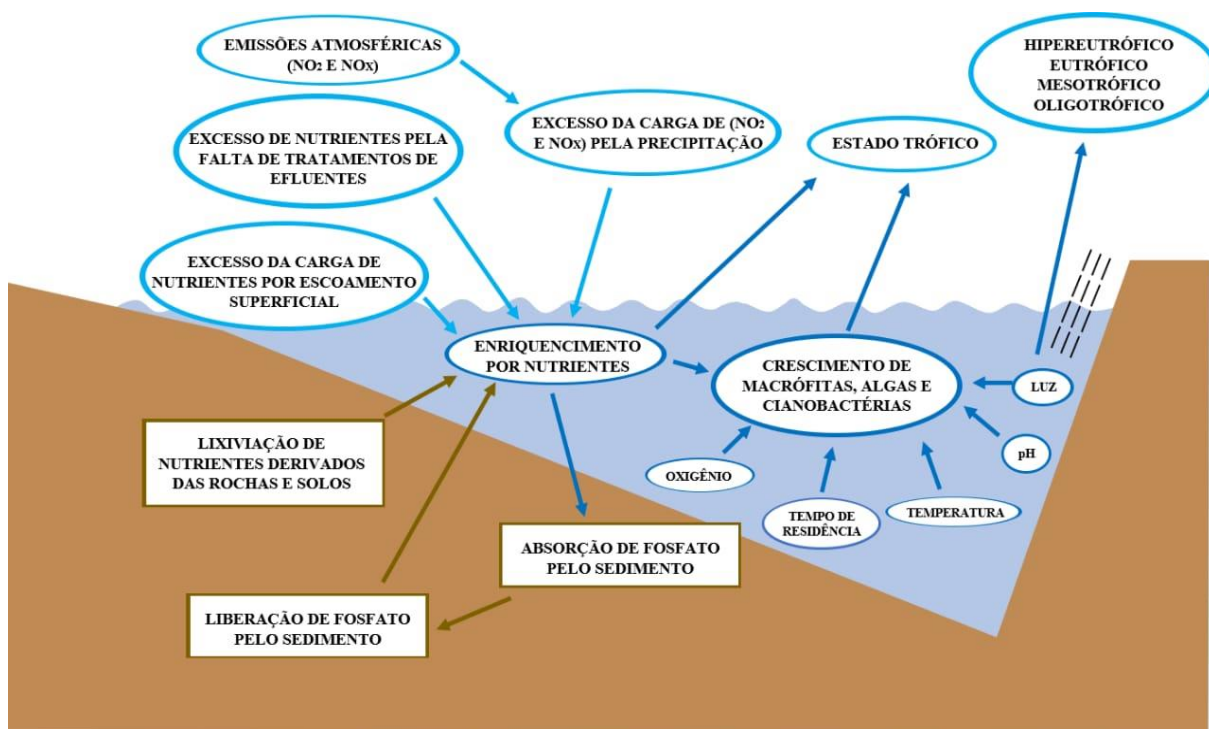
Vários fatores associados a períodos alternados de seca e chuva, intensificam a acumulação de sais e nutrientes, tornando-o mais vulnerável a processos de eutrofização. Os reservatórios na região semiárida estão sempre suscetíveis a períodos de escassez de água e caracterizam-se por duas estações bem definidas: uma seca que alcança um período de 8 a 9 meses ao ano (em geral nos meses de abril a dezembro), com a estiagem prolongada,

promovendo grande evaporação e considerável redução do volume d'água, e uma quadra chuvosa, frequentemente nos meses de janeiro a abril (ESTEVEES *et al.*, 2008).

A eutrofização pode ser definida também como a soma dos efeitos do crescimento excessivo de fitoplânctons levando a uma produtividade primária desequilibrada e uma taxa mais rápida de sucessão desde a existência até um estágio mais elevado, causado pelo acúmulo de nutrientes através de escoamentos que carregam fertilizantes de agroecossistemas e descargas de resíduos humanos, como representado na Figura 2 (KHAN; ANSARI, 2005).

A eutrofização faz parte do processo natural de envelhecimento dos lagos e reservatórios e é acelerado pelos impactos das atividades humana. As altas concentrações de nitrogênio e fósforo são o resultado de influxos culturais e naturais dos nutrientes (VAN GINKEL, 2011). No processo de eutrofização os fatores extrínsecos aos ambientes aquáticos podem acelerar as mudanças de estado trófico, de forma direta ou indiretamente, associados aos elementos antrópicos. Os *inputs* podem ser provocados por efluentes domésticos e industriais, lixiviação de solos de áreas agricultáveis devido carreamento de sedimentos, alterações climáticas e elevados tempos de residência nos reservatórios (MAMUN; AN, 2017; CHANG; BONNETTE, 2016; HU *et al.*, 2016; SIENSKA *et al.*, 2016; MOLINA-NAVARRO *et al.*, 2014).

Figura 2 - Fatores que impulsionam o processo de eutrofização em reservatórios.



Fonte: Adaptado de van Ginkel (2011).

Para Yang *et al.* (2008) o problema da eutrofização da água tornou-se cada vez mais grave no mundo, porém, o mecanismo de sua ocorrência ainda não foi totalmente compreendido. Os mecanismos de adsorção e liberação dos contaminantes nos sedimentos devem ser clarificados, o que denomina de poluição interna dos corpos d'água, especialmente a absorção e liberação de fósforo (P) nos sedimentos e o mecanismo da produção excessiva de algas e cianobactérias, o que é fundamental para a prevenção do crescimento algal.

Wiegand *et al.* (2016) ressaltam que reservatórios no semiárido são potencialmente mais suscetíveis à eutrofização, por apresentar maior tempo de residência da água e concentração de fósforo. Em concordância, a Agência Nacional de Águas (BRASIL, 2018) indica que os recursos hídricos do semiárido brasileiro são mais vulneráveis à eutrofização, em consequência das maiores taxas de evaporação e baixos índices de tratamento de esgoto. O grau de eutrofização pode ser agravado pela poluição pontual e difusa (PAERL; OTTEN, 2013). Os índices referentes a coleta e tratamento de esgotos no estado do Ceará são baixos. Somente 31,7% dos domicílios urbanos são atendidos por sistema de esgotamento sanitário. As áreas rurais são praticamente desprovidas (0,05%), segundo Anuário Estatístico do Ceará (2017). No Nordeste do Brasil apenas 34,7% dos esgotos são tratados (SNIS, 2017), tal fato contribui para acelerar o processo de eutrofização nos corpos d'águas.

2.4 Fitoplâncton em águas de reservatórios tropicais

A comunidade planctônica é constituída essencialmente por fitoplâncton, bacterioplâncton, zooplâncton e protozooplâncton (PEREIRA; GOMES-SOARES, 2002). A comunidade fitoplanctônica não constitui um grupo taxonômico, mas uma assembleia de organismos, na maioria fotoautotróficos, que vivem suspensos em todo seu ciclo e fase vegetativa na coluna d'água (ESTEVES, 2011). É composto por organismos autotróficos, heterotróficos e mixotróficos, tanto procariontes como eucariontes. O fitoplâncton autotrófico e mixotrófico, durante o processo fotossintético, atua como ponto de partida do fluxo de carbono (C) na teia trófica, ao converter substâncias inorgânicas em compostos orgânicos (CASTRO; MOSER, 2012). Representam a principal fonte de oxigênio e energia para os níveis tróficos do meio aquático (SANT'ANNA *et al.*, 2006).

O fitoplâncton é um grupo diversificado, polifilético, que há cerca de 3,5 milhões de anos oxigena a atmosfera terrestre. Trata-se de uma comunidade de algas e cianobactérias

microscópicas adaptadas à vida em suspensão nos ecossistemas aquáticos, sujeitas a movimentos passivos provocados por ventos e correntes (REYNOLDS, 2006).

Conforme Chretiennot-Dinet e Ricard (1991) e Reviere (2006) o número de espécies de organismos fitoplanctônicos é de cerca de 45.000 espécies, incluindo espécies marinhas e de água doce. Segundo Guiry (2012) as estimativas podem variar entre 72.500 espécies e um milhão de espécies. No Brasil há uma estimativa de 10.000 espécies de algas de água doce, englobando as planctônicas e não planctônicas (AGOSTINHO *et al.*, 2005). Das mais de 5.000 espécies do fitoplâncton, somente cerca de 6% podem ser nocivas e menos de 2% produtoras de toxinas (GRANÉLI *et al.*, 2008). Estes organismos estão presentes em várias formas, tamanhos e podem expressar uma variedade bastante elevada, tanto intra quanto interespecífica em sua morfologia (REYNOLDS, 2006).

O fitoplâncton pode se apresentar nas formas unicelulares, coloniais e filamentosas solitários ou coloniais, de dimensões inferiores a 1 μm e coloniais maiores do que 500 μm . Quando diferenciados pelo tamanho, o fitoplâncton pode ser classificado conforme Reynolds (1996) em: mesoplâncton (200 – 2.000 μm), microplâncton (20 – 200 μm), nanoplâncton (2 – 20 μm) e picoplâncton (0,2 – 2,0 μm).

Devido à dependência da luz solar, habitam a zona eufótica, otimizando o tempo de residência nos estratos superiores da coluna d'água. Para tanto, necessitam de especializações como: bainha mucilaginosa, flagelos, formação de gotículas de óleo, formação de vacúolos de gás, esporos e filamentos para aumento da superfície de contato, formação de colônias, número e disposição de células e formação de estruturas silicosas (ESTEVEZ, 2011; BRASIL; HUZSAR, 2011). O fitoplâncton abrange um conjunto de algas e cianobactérias diversificado do ponto de vista taxonômico, morfométrico e fisiológico, que apresentam diferentes requisitos e respostas a parâmetros físicos e químicos, como luz, temperatura, alcalinidade e a concentração de nutrientes.

Vários grupos algais são encontrados como constituinte da estrutura fitoplanctônica dos sistemas aquáticos, com destaque para as divisões Cyanophyta, Chlorophyta, Euglenophyta, Cryptophyta, Bacillariophyta e Dinophyta, comumente reportada em ecossistemas tropicais (GREGO, 2010). A instabilidade ambiental e as mudanças das condições de tempo e no espaço determinam a composição fitoplanctônica em lagos e reservatórios, estando os padrões de riqueza, diversidade, densidade e biomassa diretamente relacionados com esta variação (REYNOLDS, 2006). Dentre os grupos de fitoplâncton, o que tem recebido mais destaque sob as óticas do Sanamento Ambiental, Saúde Humana e Engenharia - são as

cianobactérias (FERRAZ, 2012). Uma das maiores preocupações relacionadas ao fitoplâncton está nas florações (*blooms*) de cianobactérias. No Brasil, em Caruarú (PE), é reportado a maior intoxicação através de cianotoxinas, especificamente do gênero microcistinas.

A maior parte das espécies de cianobactérias tem taxa de crescimento mais elevada em ambientes eutróficos, com temperaturas superiores a 25°C. Temperaturas entre 18 e 25°C contribuem para a produção de cianotoxinas, enquanto temperaturas abaixo de 10°C e acima de 30°C a diminuem (FONSECA *et al.*, 2010). Ainda, as cianobactérias do gênero *Microcystis* são as mais encontradas em florações nesses ambientes. Persaud (2015) assegura que temperaturas elevadas são indicadoras da dominância de cianobactérias de forma direta ou indireta, pois o aumento da temperatura torna o epilímnio menos viscoso, facilitando a flutuação e a vinda dos organismos para a superfície, bloqueando a luz para os demais seres da comunidade fitoplanctônica.

Nos reservatórios, como em todos os ecossistemas aquáticos, o fitoplâncton é um grupo biológico importante, uma vez que representa a base da cadeia alimentar, um dos principais responsáveis pela incorporação e transferência de energia nas redes tróficas (REYNOLDS, 2006). Por ser a comunidade que melhor expressa os efeitos do enriquecimento nas águas abertas e pela sua tolerância à poluição orgânica, cianobactérias e microalgas são importantes indicadoras do estado trófico (HELLAWELL, 1989).

Margalef (1983) assegura que organismos planctônicos funcionam como "sensores refinados das mudanças ambientais" refletindo a dinâmica do ecossistema. Assim, se apresenta como uma eficiente ferramenta na avaliação de alterações antrópicas ou naturais destes ambientes. Segundo Reynolds (2006) o tempo curto de geração das algas (horas-dias) permite que importantes processos, sejam alterações naturais ou antrópicas nos ecossistemas, aquáticos sejam mais bem investigados e compreendidos.

A composição de uma comunidade fitoplanctônica não depende apenas de nutrientes, mas também de fatores físicos como temperatura, iluminação, turbulência, e outros fatores químicos como, vitaminas, antibióticos e ainda fatores biológicos, como taxas específicas de crescimento e perda entre as algas, parasitismo, predação e competição (HEINONEN *et al.*, 2019; WILLÉN, 1992; REYNOLDS, 1986; HUTCHINSON, 1967).

Tanimu *et al.* (2011) estudaram o reservatório de Saminaka, Nigéria, e concluíram que a diversidade e abundância do fitoplâncton são ferramentas importantes no monitoramento e mudanças sazonais no reservatório, evidenciando sua deterioração durante a estação seca.

Logo, trata-se de uma ferramenta viável, tanto para o monitoramento de longo prazo quanto para a comunidade, devido a natureza econômica e a facilidade de coletar dados.

Nos ecossistemas do Nordeste do Brasil, a dominância de cianobactérias como (*Cylindrospermopsis raciborskii* e *Planktothrix agardhii*) ao longo do ano tem sido registrada, com valores de biomassa oscilantes que podem estar relacionado a variações de temperatura ou padrão térmico (BITTENCOURT-OLIVEIRA *et al.*, 2012; DANTAS *et al.*, 2008; HUSZAR *et al.*, 2000; BOUVY *et al.*, 1999). A proliferação acelerada de cianobactérias em mananciais e reservatórios tem causado sérios problemas ecológicos e de saúde pública, além de desafiar instituições responsáveis pelo fornecimento de água para a população (FONSECA *et al.*, 2015).

Para Esteves (2011) e Reynolds (2006) a eutrofização provoca profundas modificações na comunidade fitoplanctônica, uma vez que tem relação direta com o aumento da densidade desses organismos e, conseqüentemente, sobre a produção primária. A princípio, pode ocorrer o aumento tanto de espécies quanto de número de indivíduos, mas à medida que o grau de eutrofização aumenta, algumas espécies se tornam predominantes em detrimento de outras, como algumas espécies de cianobactérias.

A diversidade de cianobactérias pode ser vista na multiplicidade de aspectos estruturais e funcionais da morfologia celular e nas variações nas estratégias metabólicas, motilidade, divisão celular, biologia do desenvolvimento, etc. A produção de metabólitos tóxicos secundários por cianobactérias ilustra a natureza diversa de suas interações com outros organismos, a exemplo alelopatia (CASTRO; MOSER, 2012).

O termo alelopatia foi criado em 1937, pelo Bontânico Tcheco-Austríaco Hans Molisch, para descrever as interações bioquímicas entre as plantas, algas e microrganismos (MOLISCH, 2001). O termo diz respeito à capacidade de organismos (espécies ou mesmo táxons) em interferir positivamente ou negativamente, causando alterações metabólicas em outras espécies, uma vez que influencia no desenvolvimento devido a ação de compostos químicos, denominados aleloquímicos.

Pires e Oliveira (2011) definem alelopatia como a interferência provocada por substâncias químicas produzidas por certos organismos e que, no ambiente, afetam outros componentes da comunidade. Para Granéli e Johansson (2003) a excreção de substâncias extracelulares provocam a supressão do crescimento de algas competidoras, afetando a sucessão fitoplânctônica.

Os gêneros de cianobactérias *Anabaena* sp., *Aphanizomenon flos-aquae* são capazes de assimilar ortofosfato em excesso (*luxury consumption*) durante períodos de elevadas

concentrações de nutrientes na água, armazenando intracelularmente na forma de polifosfatos. Daí, uma célula pode multiplicar-se em 8 ou 16 células sem necessidade de recorrer a nova assimilação de fosfato, e a biomassa pode ser multiplicada por dez ou mais vezes, mesmo quando o fosfato dissolvido estiver completamente esgotado no meio (CHORUS; MUR, 1999; ISTVÁNOVICS *et al.*, 2000; ANDREOLI; CARNEIRO, 2005).

Kronkamp (1987) afirma que as cianobactérias podem apresentar grânulos de volutina (polifosfato) para armazenamento do fósforo e carboxisomos para armazenamento da RuBisCo (Ribulose 1-5-bisfosfato carboxilase oxigenase), a enzima primária para a fixação fotossintética do dióxido de carbono. Os grânulos de polifosfato contêm, ainda, potássio, cálcio e magnésio e podem acumular metais.

Em razão das características geoclimáticas, os reservatórios do Ceará, apresentam todos os atributos inerentes ao reservatório no semiárido, com temperaturas e turbidez elevadas ao longo do ano, associadas ao constante estado de eutrofização provocada por excesso de nutrientes, o que tornam estes ambientes naturalmente vulneráveis ao crescimento de cianobactérias (FONSECA *et al.*, 2015; VASCONCELOS *et al.*, 2011; SILVA *et al.*, 2011; COSTA *et al.*, 2009; SOUSA *et al.*, 2008; PANOSSO *et al.*, 2007; MOLICA *et al.*, 2005; HUSZAR, 2000).

2.5 Cianobactérias e cianotoxinas: implicações para a saúde pública

As cianobactérias são microrganismos unicelulares, procariontes, fotossintetizantes, podendo ser filamentosas ou cocóides. Ocorrem isoladamente ou em colônias. São cosmopolitas e, apresentam grande tolerância as variações e condições ambientais; podem ser encontradas em uma variedade de ambientes, desde dulcícolas, marinhos, salobros e terrestres (SIEZEN, 2011). O número de espécies descritas varia largamente a depender do sistema de classificação utilizado. No Código de Nomenclatura Botânica estão descritos 150 gêneros e 2.000 espécies aproximadamente (CHORUS; BARTRAM, 1999). Em trabalho mais recente, Nabout *et al.* (2013) relatam haver quase 2.700 espécies descritas e estimam a ocorrência de cerca de mais 3.600 espécies a serem descritas.

A organização celular das cianobactérias evidencia que são muito parecidas com as bactérias, tanto estruturalmente como bioquimicamente (BELTRAME; PASCHOLATI, 2011; BRASIL, 2015). No entanto, a principal diferença está na fotossíntese oxigênica realizada nos tilacóides com presença de clorofilas a ficocianina. Apresentam algumas características como:

a tolerância à baixa luminosidade para manter suas funções fisiológicas; presença de vacúolos que possibilitam flutuabilidade, permitindo migrar na coluna d'água; alta capacidade de estocar o fósforo em seu metabolismo, o que possibilita o crescimento mesmo em situações de baixa concentração de nutrientes; e especialmente o fato de serem impalatáveis faz com que sejam pouco predadas pelo zooplâncton (ARAÚJO, 2018).

Algumas cianobactérias possuem a capacidade de fixarem nitrogênio atmosférico, devido à presença de uma estrutura adaptativa denominada de heterócito, que favorece seu desenvolvimento em ambientes deficientes em compostos nitrogenados e facilita também interações de simbiose com outros seres vivos (BRASIL, 2015; SILVA *et al.*, 2013).

Dentre cerca de 150 gêneros descritos, 40 estão relacionados à produção de algum tipo de toxina. Entretanto, à medida que novas pesquisas são realizadas, tem sido relativamente comum o fato de gêneros descritos como não produtores de cianotoxinas serem relatados como produtores. Deste modo, em princípio, qualquer cianobactéria pode ser considerada como potencialmente produtora de cianotoxinas (CRUZ, *et al.*, 2017; BRASIL, 2015; BACKER *et al.*, 2015; MOLICA; AZEVEDO, 2009).

Dentre as cianobactérias formadoras de floração, destacam-se os gêneros: *Aphanizomenon*, *Phormidium*, *Aphanocapsa*, *Pseudanabaena*, *Oscillatoria*, *Microcystis*, *Gloeotrichia*, *Cylindrospermopsis*, *Nodularia* e *Anabaena* (SALMASO *et al.*, 2017; CARMICHAEL, 2001).

A proliferação de algas e cianobactérias com liberação de toxinas (metabólitos secundários) constitui um problema de saúde pública ambiental que requer atenção constante nos níveis local, estadual e nacional, da água e o equilíbrio ecológico do ecossistema aquático.

De acordo com as estruturas químicas, as cianotoxinas podem ser incluídas em três grandes grupos bioquímicos: os policetídeos (lipopolissacarídeos), alcaloides (anatoxinas, saxitoxinas, cilindrospermopsinas, lingbiatoxina A) e peptídeos cíclicos (microcistina e nodularina) (VAN APELDOORN *et al.*, 2007). As cianobactérias mais conhecidas produzem diversas toxinas, incluindo as neurotoxinas, (anatoxinas e saxitoxinas), hepatotoxinas, (microcistinas e nodularinas), cilindrospermopisinas e lipopolissacarídeos (CARMICHAEL, 1997; CARMICHAEL; FALCONER 1993).

No Brasil, existem relatos de ocorrências de cepas tóxicas de cianobactérias em corpos d'água nos Estados de São Paulo, Rio de Janeiro, Minas Gerais, Paraná, Bahia, Paraíba, Ceará, Pernambuco e do Distrito Federal (LUCAS *et al.*, 2013; AFFE *et al.*, 2016; SILVA *et al.*, 2013; BITTENCOURT-OLIVEIRA *et al.*, 2014; BECKER *et al.*, 2010). Um estudo

realizado em 20 reservatórios no semiárido cearense identificou que a concentração elevada de microcistina estava associada à dominância de Chroococcales e variou de 0,22 a 2,33 $\mu\text{g L}^{-1}$ (BARROS *et al.*, 2019).

O conhecimento de que as toxinas de cianobactérias causam problemas de saúde pública são relatados na literatura (*e.g.* DITTMANN; WIEGAND, 2009; FALCONER, 2005; CARMICHAEL *et al.*, 2001). A exposição às toxinas pode ocorrer por via oral com a ingestão de alimentos ou águas contaminadas, de forma acidental por via intravenosa (contaminação de medicamentos), por exposição dérmica e por inalação em atividades recreativas. Gutiérrez-Praena *et al.* (2013) afirmam que a contaminação também pode acontecer por bioacumulação.

Pearson *et al.* (2010) relatam que problemas humanos causados por intoxicação pelas microcistinas estão mais relacionados com a exposição crônica a baixas concentrações da toxina. Isso ocorre devido o consumo de água e alimentos contaminados, tais como: produtos agrícolas, peixes e moluscos. Os principais efeitos atribuídos à exposição crônica das microcistinas são as gastroenterites e reações alérgicas, além de lesões mais graves como tumores hepáticos e colo-rectais. Os principais tipos de toxinas e sintomas associados aos principais gêneros produtores estão descritos na Tabela 1.

Tabela 1 - Modo de ação dos principais tipos de cianotoxinas, respectivos sintomas e os substanciais gêneros produtores.

Modo de ação	Cianotoxina	Sintomas	Gênero
Neurotoxinas	Saxitoxinas, Anatoxinas e Homoanatoxina	Cianose, paralisia muscular e movimentos, convulsões, parada respiratória, respiração abdominal excessiva e morte;	<i>Aphanizomenon</i> , <i>Oscillatoria</i> , <i>Anabaena</i> , <i>Cylindrospermopsis</i>
Hepatotoxinas	Microcistinas	Diarreia, vômito, piloereção, fraqueza, palidez. (Morte por choque hemorrágico)	<i>Mycrocistis</i> , <i>Anabaena</i> , <i>Planktothrix</i> , <i>Nostoc</i> , <i>Hapalosiphon</i> , <i>Synechocystis</i> , <i>Aphanocapsa</i> ; <i>Oscillatoria</i>
	Nodularinas		<i>Nodularia</i>
Outros	Cilindrospermopsina	Lesões no fígado, pulmões, rins, mucosa gástrica	<i>Cylindrospermopsis</i> , <i>Umezakia</i> , <i>Aphanizomenon</i> , <i>Pseudoanabaena</i> , <i>Limnothrix</i>
Dermatoxinas	Pigmentos e lipopolissacarídeos de cianobactérias	Irritação nos olhos, na pele, febre, tontura, fadiga e gastroenterite aguda	Cianobactérias em geral

Fonte: Chorus e Bartran (1999); Sant'Anna *et al.* (2009).

Quanto às cianotoxinas, o valor máximo de microcistina na água destinada ao consumo humano não deve ultrapassar 1 µg/L, já o limite para saxitoxina é de 3 µg STX/L. Quando for detectada a presença de gêneros produtores de cilindrospermopsina e anatoxina-a(s), recomenda-se a análise dessas cianotoxinas na água atentando-se ao valor máximo aceitável de 1 µg/L para cilindrospermopsina. Para anatoxina-a(s) não foi recomendado um valor máximo aceitável, no entanto, recomenda-se a análise da Anatoxina – A (BRASIL, 2017).

Teixeira *et al.* (1993) mencionam evidência de associação entre a ocorrência de florações de cianobactérias (*Anabaena* sp. e *Microcystis* sp.), no reservatório de Itaparica (Bahia) e a morte de 88 pessoas, entre as 200 intoxicadas, pelo consumo de água do reservatório, entre março e abril de 1988. Em Caruaru-PE, em um centro de hemodiálise, cerca de 130 pacientes foram expostos a microcistinas e cilindrospermopsina. Destes, 56 morreram devido ao uso da água contaminada (AZEVEDO, 1996).

A intoxicação crônica a níveis baixos de cianotoxinas permanece um problema crítico para saúde pública e carece de muitos estudos (FUNARI; TESTAI, 2008). As florações excessivas de cianobactérias decorrem do crescimento destes organismos em quantidades superiores a 10³ células/mL (MENESCAL, 2018).

No Brasil, a Portaria de Consolidação nº 5/2017, traz no anexo XX, o controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Nesse anexo encontra-se determinado no Art. 40, §4º que quando a densidade de cianobactérias exceder 20.000 Cels/ml é obrigatório realizar análise de cianotoxinas na água do manancial, no ponto de captação.

Cardoso *et al.* (2016) estudaram composição e a distribuição fitoplanctônica em trechos da bacia do rio Piranhas-Açu, na região semiárida do Nordeste brasileiro. Os autores observaram que, dentre as espécies com alto índice de abundância, destacam-se aquelas potencialmente produtoras de toxinas, representadas por *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Pseudanabaena limnetica*, *Microcystis* sp, *Dolichospermum* sp e *Oscillatoria* sp. Os dados indicam um potencial risco à saúde da população beneficiada por essas águas.

Em Alagoas, no reservatório de Xingó, no rio São Francisco, episódios de florações com maior densidade de *Cylindrospermopsis raciborskii* ocorreram em 2015. Durante o período foi verificada a liberação de toxinas, nos pontos de captação de água utilizados pela Companhia de Saneamento de Alagoas - CASAL, provocando interrupção no sistema produtor de água potável, além de comprometer o abastecimento e causar sérios problemas ecológicos e socioeconômicos (CASAL, 2015).

Araújo (2018) e Costa *et al.* (2006) verificaram no reservatório Armando Ribeiro Gonçalves, no estado Rio Grande do Norte, a predominância de cianobactérias em 90-100% da densidade total de fitoplâncton na água bruta, com a presença de saxitoxinas e microcistinas, indicando um risco à população local.

Panosso *et al.* (2007), ao realizaram um levantamento na comunidade fitoplanctônica, entre setembro de 2002 e março de 2004, também na bacia do rio Piranhas-Açu, constataram a ocorrência de 123 táxons, com a presença de cianobactérias potencialmente produtoras de toxinas num total de 33% dos táxons identificados.

2.5.1 Fatores associados a presença e florescimento de cianobactérias

Persaud *et al.* (2015) ressaltam que os fatores ambientais favoráveis ao crescimento de cianobactérias em reservatórios são as elevadas concentrações de nutrientes, sobretudo baixas razões de N: P e elevação de pH, devido ao processo fotossintético; maior estabilidade na coluna da água; pouca luz subaquática; anoxia e disponibilidade de ferro ferroso. Destacam ainda que as condições meteorológicas como altas temperaturas, pouca precipitação, elevada radiação solar e reduzida velocidade dos ventos. Os ventos são importantes na persistência das florações nos diferentes compartimentos da coluna d'água, e com relação à localização do *bloom* no reservatório.

Mantzouki *et al.* (2015) reiteram que os influxos de nitrogênio e fósforo nos sistemas aquáticos favorecem condições para a ocorrência e permanência das florações de cianobactérias. Como algumas espécies são capazes de fixar nitrogênio atmosférico (*Cylindrospermopsis* e *Aphanizomenon*), mesmo com a redução deste nutriente esses organismos conseguem manter sua biomassa. Chellappa *et al.* (2008) observaram a incidência de *Cylindrospermopsis raciborskii*, em baixas razões de N: P.

Smith (1983) relata que a presença de cianobactérias na região epilimnética está relacionada à razão N: P (em massa). Com razão acima de 29:1 a presença de cianobactérias foi rara. Quando a relação esteve menor que 29:1 ocorreu dominância e florações de cianobactérias, enfatizando a importância da razão de nutrientes sobre a composição das assembleias fitoplanctônicas e que as cianobactérias são melhores competidoras para nitrogênio do que fósforo.

Em reservatórios tropicais e subtropicais brasileiros, Toledo Jr. *et al.* (1983), revelaram que a razão em massa de N: P, os quais definiram o nitrogênio como limitante quando

a razão esteve inferior a 5:1 e o fósforo sendo limitante quando a razão esteve acima de 10:1. Os autores, Martino e Salas (2001) adotaram a razão N: P de 9:1, de modo que valores acima desta razão correspondem à limitação por fósforo e valores abaixo, à limitação por nitrogênio.

No açude Gavião, localizado no Ceará, Freire (2007) observou que razões de N: P < 8 resultou em crescimento do fitoplâncton, controlado pelo nitrogênio. Havens *et al.* (2003) verificaram a dominância de cianobactérias em baixas razões N: P, próximos a 15:1, para climas temperados.

2.6 Diversidade de espécies

Em Ecologia, a diversidade de espécies significa variedade dessa natureza, e pode ou não abordar informações sobre como estão distribuídas em uma ou mais comunidades de seres vivos. As informações que podem ser abordadas tratam: da riqueza e da equidade (uniformidade) de espécies. No entanto, a diversidade específica é uma medida da complexidade da comunidade. É uma função do número de espécies diferentes na comunidade (riqueza específica) e de suas abundâncias relativas (uniformidade de espécies). Quanto maior o número de espécies e abundâncias específicas, mais uniforme será a comunidade, resultando numa diversidade específica mais alta (KENT, 2016).

A riqueza de espécies refere-se ao número de espécies em determinada área geográfica, região ou comunidade. Quanto maior o número de espécies, maior a riqueza na comunidade. A equidade por sua vez, retrata a abundância relativa em determinada comunidade, e significa que quanto mais próximas as abundâncias das espécies dentro de uma comunidade, maior a equidade, considerando que a abundância se refere a quantidade de indivíduos de uma espécie.

Para Melo (2008), o conhecimento da diversidade de espécies em uma comunidade permite compreender melhor os padrões na distribuição dos organismos na natureza. A diversidade de espécies é um dos principais determinantes da produtividade, estabilidade, invasibilidade e dinâmica de nutrientes nos ecossistemas (TILMAN *et al.*, 2001).

Washington (1984) destacou Margalef (1958), que definiu “diversidade de espécies” como uma função do número de espécies presentes (riqueza de espécies ou abundância de espécies) e a equitabilidade (equidade) como a proporção de indivíduos entre estas espécies (regularidade ou equitabilidade de espécies).

A diversidade é quantificada pela construção de funções matemáticas conhecidas como índices de diversidade. O uso de tais índices permite comparações entre diferentes regiões espaciais, períodos temporais, táxons (espécies), grupos funcionais ou níveis tróficos. Portanto, são de fundamental importância para o monitoramento e conservação ambiental, embora não haja consenso sobre quais índices são mais apropriados e informativos (MORRIS *et al.*, 2014).

You *et al.* (2014) destacam que os três aspectos da diversidade de espécies que têm recebido considerável atenção na literatura são de fato, a riqueza de espécies, uniformidade e abundância. Os atuais índices de diversidade enfatizam a uniformidade em detrimento da riqueza ou abundância.

Medidas estatísticas de diversidade e similaridade são indicadores fundamentais para a avaliação da biodiversidade e o monitoramento da dinâmica da biodiversidade no espaço e no tempo (DIVINO *et al.*, 2018; GOTELLI; CHAO, 2013; MAGURRAN, 2004; RAO 1982; PIELOU, 1975).

A escolha de um índice de diversidade deve assegurar que: (1) satisfaça os principais axiomas matemáticos, (2) possa ser convertido em um número efetivo, (3) possa ser estendido para considerar a disparidade entre tipos, (4) possa ser parametrizado para obter perfis de diversidade, e, (5) um estimador, preferencialmente não-viesado (não-tendencioso), podendo ser obtido para permitir que o índice seja usado em aplicações práticas (DALY *et al.*, 2018).

Magurran (2004) reitera que dentre as ferramentas que auxiliam pesquisadores a mensurar a diversidade, em particular destacam-se a riqueza de espécies, estimadores de riqueza e índices de diversidade.

2.7 Índices bióticos, histórico, conceitos e aplicações

Desde o século 19 os índices bióticos vêm sendo aplicados com diferentes grupos de organismos aquáticos (bactérias, protozoários, plâncton (fitoplâncton e zooplâncton), macroinvertebrados bentônicos, peixes e insetos), com o intuito de monitorar e quantificar as condições ambientais (TOGORO, 2006; KARR, 1981).

Em 1964, o *Trent Biotic Index* (TBI) foi desenvolvido para córregos da Flórida (EUA). Na década de 1980, James Karr, ecólogo da Universidade de Illinois, propôs o termo Índice de Integridade Biótica – IIB ao apresentar a descrição de um procedimento multimétrico para monitorar corpos aquáticos com uso de bioindicadores como peixes em rios e riachos do meio oeste dos Estados Unidos (LACOUTURE, 2006; TOGORO, 2006; KARR, 1981).

Nos anos subsequentes, os índices bióticos foram testados e adaptados para comunidades de ambientes distintos. Além de peixes, outros organismos foram utilizados como bioindicadores, como pássaros, anfíbios, macrófitas aquáticas, perifiton e fitoplâncton (OLIVEIRA *et al.*, 2008; LACOUTURE *et al.*, 2006).

O uso de índices bióticos ainda é limitado em alguns países devido principalmente a carência de estudos taxonômicos. Apesar das limitações, os índices baseados na bioavaliação vêm sendo utilizados em países como África do Sul e Sérvia, para complementar os *WQI* (*Water Quality Indices*) convencionais. No entanto, muitos países continuam a basear seus *WQIs* predominantemente nas características físicas e químicas (ABBASI; ABBASI, 2012). Esta ideia reducionista é incompleta para representar a qualidade da água.

Os índices bióticos são expressões numéricas codificadas de acordo com a presença de bioindicadores que diferem em sua sensibilidade às condições ambientais. Em geral, são específicos para um tipo de poluição, como enriquecimento orgânico.

Os índices bióticos envolvem a atribuição de valores de tolerância a vários tipos de organismos (ou táxons), com base nas sensibilidades do organismo geralmente aceitas à poluição e distúrbios do habitat ou em cálculos baseados na distribuição de táxons em uma variedade de locais, agrupados ou classificados de acordo com o grau de impacto humano (JUNQUEIRA, 2018). O uso de índices bióticos, segundo Queiroz (2009), foi especificamente desenvolvido para a detecção de poluição orgânica, mas abordagens recentes têm levado em consideração outras formas de poluição.

Martinez-Crego *et al.* (2010) classificam os índices bióticos em quatro tipos, conforme a abordagem referente ao tipo de métricas que empregam:

- a) Índices que utilizam atributos funcionais ou estruturais de espécies sentinelas bioindicadores;
- b) Índices que utilizam atributos estruturais no nível de comunidade (ex.: índices baseados em número, dominância e abundância de espécies, índices multimétricos de integridade biótica);
- c) Índices que utilizam atributos funcionais no nível de comunidade (ex.: classificação de grupos funcionais);
- d) Índices que utilizam índices agregativos com base em informações recolhidas de diferentes comunidades (baseados na agregação de outros índices, conceito semelhante a índices multimétricos).

Os índices mais usados para avaliar o impacto de poluentes sobre as comunidades aquáticas são os índices de diversidade, bióticos e índices de comparação de comunidades (similaridade e dissimilaridade). Os índices bióticos estabelecem a alteração, em termos de tolerância ou sensibilidade relativa dos organismos presentes em um sistema com situação de poluição específica. Os índices de diversidade avaliam os efeitos da poluição na estrutura da comunidade e os índices de similaridade e dissimilaridade estabelecem os efeitos dos poluentes sobre a composição da comunidade, uma vez que se verifica quais espécies são comuns a ambientes distintos que se deseja comparar (FERNANDES, 2007; PONTASCH, 1988).

Para Flores-Lopes *et al.* (2010), os índices bióticos reúnem informações sobre vários atributos de uma comunidade biológica dentro de um número que reflete o *status* ecológico da comunidade. Um índice biótico leva em consideração a sensibilidade ou tolerância de uma espécie ou grupos de espécies à poluição e designa um valor, cuja soma destes valores resulta num índice de poluição para tal localidade.

Segundo Mason (1991), os dados podem ser dicotômicos (presença ou ausência) ou quantitativos, abundância relativa ou densidade absoluta. Salienta-se ainda que os índices consideram que os ambientes não poluídos são compostos por um grande número de espécies, sendo que nenhuma delas representa a maioria da comunidade, enquanto os ambientes poluídos são compostos por poucas espécies e algumas delas representam a maioria da comunidade.

Índices bióticos resumem e apresentam de forma simples, a estrutura da comunidade biológica. Tal como acontece com os índices físico-químicos, os índices bióticos também permitem que os resultados sejam comunicados de forma compreensível para os gestores de recursos naturais, tomadores de decisão, políticos e público em geral (STARK, 1998; UYS *et al.*, 1996; RESH, 1993). Os índices bióticos são altamente especializados para um tipo particular de poluição da água, enquanto que os índices de estrutura da comunidade (diversidade e semelhança), são de ampla aplicabilidade. Washington (1984), destaca que os índices bióticos são limitados a um ou alguns poluentes e área geográfica específica.

Diversos índices bióticos fitoplanctônicos, como *Biological Monitoring Working Party* (BMWP), índice de assembleias (Índice Q), Índice de Integridade Biótica – IIB, são descritos em periódicos brasileiros e internacionais.

Na década de 1980, o BMWP (na Inglaterra) e o IIB (na Itália) foram utilizados em programas nacionais de biomonitoramento (WRIGHT, 1995; WALLEY E HAWKES, 1996). O índice BMWP tem sido amplamente utilizado no Reino Unido para avaliar a qualidade de rios e riachos (METCALF, 1989) e no Brasil (JUNQUEIRA e CAMPOS, 1998; JUNQUEIRA

et al., 2000; COPATTI *et al.*, 2010). Rodrigues *et al.* (2016) aplicou o índice BMWP para classificar o grau de saprobidade do reservatório Itupararanga-sp como β - α mesasaprobic, considerado crítico quanto o teor de matéria orgânica.

Silva e Costa (2015) aplicaram o índice Q como ferramenta de biomonitoramento dos reservatórios em ambiente semiárido no Rio Grande do Norte, observaram mudanças na composição fitoplanctônica que se mostrou como um bom indicador de monitoramento. BARBOSA (2020) usou o Índice de Integridade Biótica (IIB) para avaliar o estado de conservação de riachos da bacia do alto rio Tocantins-TO, utilizando métricas como riqueza e abundância relativa de organismos bentônicos.

Os índices bióticos podem ser aplicados para estimar a qualidade da água em reservatórios tropicais, sobretudo com adaptações coerentes para a característica climática local. Contudo, os índices bióticos constituem ferramentas de avaliação biológica da integridade ecológica de ecossistemas aquáticos, e vêm sendo utilizados satisfatoriamente em programas de monitoramento e gerenciamento em vários países como Estados Unidos, Alemanha, França e Áustria (WU *et al.*, 2012).

Pádisak *et al.* (2006) desenvolveram um índice baseado na classificação do fitoplâncton em grupos funcionais (*Index Q*), utilizando como métrica a biomassa total do fitoplâncton e biomassa total de cada grupo funcional, aplicado no Brasil por Pompêo *et al.* (2015). Os autores Kaiblinger *et al.* (2009) testaram, em três grandes lagos peri-alpinos, dois índices desenvolvidos a partir das propostas da WFD (*Water Framework Directive*): o PSI (*Phyto-See-Index*) (Alemanha) e o BI (*Biotic Integrity*) (Áustria). Para aplicação do PSI utilizaram-se as métricas: classes de algas, biomassa total, clorofila *a* total, espécies de fitoplâncton; e para o BI: biomassa total e índice de Brettum. Os pesquisadores Spatharis e Tsirtsis (2010) desenvolveram um índice fitoplanctônico integrado (*Integrated Phytoplankton Index - IPI*) baseado em 3 variáveis: clorofila *a*, abundância e diversidade, para avaliação de águas costeiras do mar de Aegean situado entre a Europa e a Ásia.

Wu *et al.* (2012) também construíram um índice fitoplanctônico de integridade biótica (*P-IBI*) para um rio de planície alemão, cujas principais métricas foram: Clorofila *a* índice de saprobidade, densidade de cianobactérias, índice de diversidade de Margalef e riqueza de espécies. Todos esses índices bióticos e muitos outros são passíveis de adequações para uso em regiões de clima tropical. Entretanto, deve-se considerar um programa de amostragem adequado e padronização das técnicas de contagem e identificação acuradas para garantir bons resultados na avaliação da resposta do grupo as diferentes condições do ambiente.

2.7.1 Índice de Shannon-Wiener

O Índice de Shannon, também conhecido como de índice de Shannon-Wiener, foi desenvolvido pelos matemáticos Claude Elwood Shannon (1916-2001) e Warren Weaver (1894–1978), para medir a incerteza sobre espaços desordenados. É uma medida de diversidade e uma medida de entropia. A entropia se refere à incerteza na informação: é mais difícil prever a identidade de um indivíduo (em termos de sua espécie, grupo funcional ou qualquer aspecto da biodiversidade em questão) em um sistema muito diverso (MARGALEF, 1958; GU, 2017). A entropia de Shannon foi introduzida no ano de 1940 (SHANNON; WIENER, 1949; SHANNON, 1948) e rapidamente se tornou difundida em muitas áreas, incluindo a ecologia (MARGALEF, 1958).

O Índice de Shannon-Wiener é uma das medidas mais populares de diversidade de espécies, baseado na teoria da informação, e posteriormente adaptado para diversidade biológica. Quatro tipos de informações podem ser coletadas sobre a ordem na comunidade: o número de espécies; o número de indivíduos em cada espécie; os lugares ocupados por indivíduos de cada espécie e os lugares ocupados pelos indivíduos como indivíduos separados.

O índice baseia-se na lógica de que a diversidade, ou informação, em um sistema natural pode ser medido de forma semelhante à informação contida em um código ou uma mensagem. Assume-se que os indivíduos são amostrados aleatoriamente de uma comunidade infinitamente grande (MAGURRAN, 1955; PIELOU, 1975), e que todas as espécies estão representadas na amostra.

O princípio do Índice de Shannon é que a informação pode ser representada por símbolos. Isto é feito multiplicando a probabilidade de se selecionar um elemento da amostra pelo logaritmo desta probabilidade. Dessa forma, o índice de Shannon expressa o grau de incerteza que existe em se predizer a qual espécie pertence um indivíduo escolhido ao acaso em uma comunidade contendo “S” espécies e “N” indivíduos (LUDWIG; REYNOLDS, 1988).

Assim, quanto maior for essa incerteza, maior será o valor do índice, maior será a diversidade da amostra. Numericamente, o índice de Shannon-Wiener varia entre 0 e um valor máximo qualquer. O índice de Shannon-Wiener será igual a zero somente quando houver uma única espécie na amostra e assumirá seu valor máximo, somente quando todas as espécies existentes na amostra apresentarem o mesmo número de indivíduos (ZANZINI, 2005).

Para Rafael (2018), as principais características do índice de Shannon é que este é sensível a espécies raras e nas variações das abundâncias, seus valores normalmente variam entre 1,5 e 3,5 e raramente acima de 5,0.

2.7.2 Índice de Margalef

O ecologista espanhol Ramón Margalef e López (1919-2004) propôs em 1956 um índice que demonstra a riqueza específica, e refere-se ao número total de indivíduos. É utilizado para estimar a diversidade com base na distribuição numérica dos indivíduos das diferentes espécies. Quanto maior o valor do índice, maior é a diversidade da comunidade amostrada. O índice de Margalef estima a riqueza de espécies baseando-se no logaritmo da quantidade de indivíduos, considerando a quantidade de espécies na amostra e o tamanho da população.

Este índice tenta retificar o número crescente de espécies coletadas com maior número de organismos amostrados, dividindo a contagem de espécies pelo registro natural do número de organismos amostrados. No entanto, ainda sofre dependência entre diversidade de espécies e número de organismos amostrados. Apesar disso, continua a ser um índice amplamente utilizado em estudos de diversidade (BARROS, 2020).

Kitsiou e Karydis (2000) desenvolveram um procedimento para investigar a eutrofização em sistemas marinhos no Golfo Saronico, na Grécia. A abordagem incorporou os índices de Margalef, Menhinick e Shannon. Uma escala de eutrofização foi desenvolvida para cada índice. Esses valores foram mapeados e os diferentes mapas foram utilizados para produzir um mapa da distribuição espacial da eutrofização nos sistemas marinhos.

2.7.3 Índice de Simpson

O Índice de Simpson, criado pelo matemático Edward Hugh Simpson (1922-2019) em 1949, mostra a probabilidade de dois indivíduos escolhidos ao acaso em uma amostra serem da mesma espécie, e quanto maior o valor, maior a dominância por uma ou poucas espécies.

Para Zanzini (2005) esse índice foi proposto para ser utilizado em estimativas com comunidades infinitas, onde o número total de indivíduos na amostra é diferente do número total de indivíduos na comunidade. Essa é a situação mais comum quando se trabalha com estimativas da diversidade. É importante ressaltar que o uso do índice de Simpson é apropriado para estimar a diversidade quando os dados coletados se apresentam na forma de contagem de

indivíduos. O índice de Simpson considera o número de indivíduos da espécie *i* e o número total de indivíduos da amostra.

Santos (2014) aplicou o Índice de Dominância de Simpson (Ds) para estudar a comunidade do fito e zooplâncton no reservatório de Guarapiranga, São Paulo, confirmando a dominância pelo microzooplâncton, representado principalmente pelas espécies de Rotífera e Náuplios de Copepoda, e observando que essa maior expressividade de rotíferos provavelmente é consequência do atual grau de eutrofização deste corpo de água, que favoreceu também a dominância de cianobactérias.

2.8 Complemento ao índice biótico: o caso do Índice de Estado Trófico - IET

Estado trófico refere-se à classificação da condição dos ecossistemas aquáticos associada à fertilidade do ambiente. O termo “trófico” reporta-se à disponibilidade de nutrientes aos organismos. Carlson (1977) desenvolveu trabalho seminal propondo um Índice de Estado Trófico – IET. Em seguida, houve aplicações e adaptações métricas para elaboração de vários IETs, a partir de parâmetros limnológicos com as concentrações de clorofila *a*, transparência de Secchi e concentrações de nutrientes (N e P).

Dentre os trabalhos posteriores, citam-se com destaque: Galvez-Cloutier e Sanchez (2007) e Liu, Pan e Chen (2016) sobre a eutrofização em ambientes aquáticos temperados; Lamparelli (2004), Hennemann e Petrucui (2011), Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013) e Ganguly (2015) com seus estudos em ambientes tropicais. Mais recentemente, Rolim *et al.* (2019) fizeram uma adaptação para estruturas lênticas no trópico semiárido.

Chen *et al.* (2016) mencionam que a importância dos estudos de estado trófico, podem ajudar no entendimento de mudanças na qualidade das águas. Esses são plausíveis para prover dados valiosos que demonstrem a variação dos indicadores de qualidade das águas e das características tróficas dos ambientes aquáticos.

Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013), Yang *et al.* (2012) e Xu *et al.* (2010) afirmam que índices de estado trófico fornecem uma visão sobre como os nutrientes e a disponibilidade de luz e outros fatores estimulam o desenvolvimento da biomassa de algas (normalmente medida como clorofila *a*) e promovem o agrupamento de dados e sua organização, norteando a tomada de decisões para a gestão dos recursos hídricos. No entanto, Huszar *et al.* (2006) asseguram que não há consenso sobre os mecanismos que regulam as relações entre nutrientes e clorofila *a* em corpos d'água localizados em regiões de clima diferentes.

Os Índices de Estado Trófico podem e devem ser ajustados para diferentes ambientes, uma vez que vazão, temperatura, luminosidade e condição climática, dentre outros, constituem importantes fatores que influenciam na escolha da melhor metodologia. Nos ecossistemas aquáticos tropicais o metabolismo dos organismos se diferencia daqueles de clima temperado; por isso a importância do uso adequado de determinado IET.

Contudo, o IET é um indicador que classifica os corpos d'água conforme o seu grau de trofia. Avalia a qualidade, disponibilidade e o efeito do aporte de nutrientes encontrados na água que são responsáveis pelo crescimento excessivo das algas, cianobactérias e macrófitas no meio aquático (MARANHO, 2012).

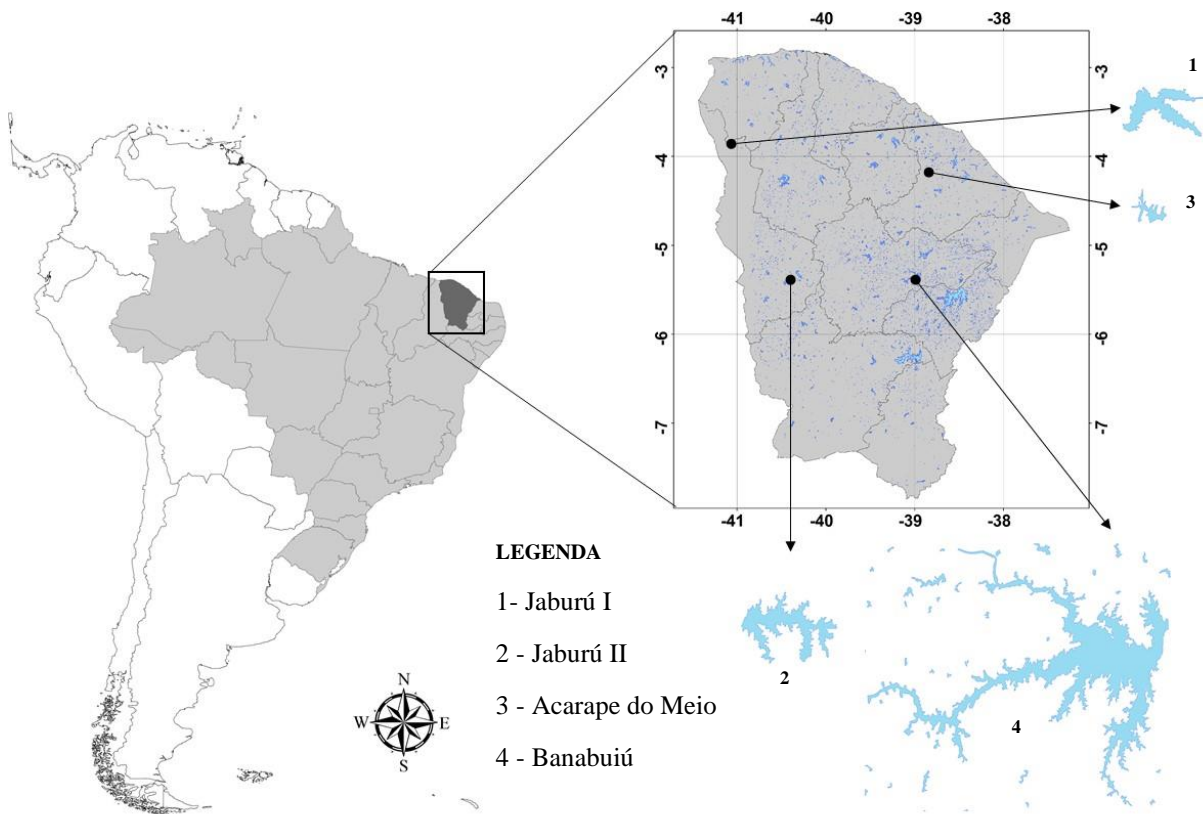
3 METODOLOGIA

3.1 Descrição e localização dos corpos lênticos do estudo

O Estado do Ceará está inserido no semiárido do Nordeste brasileiro, um pouco abaixo da linha do Equador, numa posição nitidamente tropical, situado entre as latitudes 02° 30' e 08° 52' S e as longitudes 37° 14' e 41° 30' W (CEARÁ, 2010). Dentre os reservatórios cearenses, 247 são de médio a grande porte no estado do Ceará, distribuídos nas principais bacias hidrográficas (Atlas Eletrônico dos Recursos Hídricos do Ceará, 2018). Foram projetados com o objetivo principal de compensar a escassez de água, inclusive para o abastecimento humano, diante das irregularidades pluviométricas, assim como promover a irrigação, equilibrar a umidade do ar, servir de área de recreação e paisagismo (CEARÁ, 2018).

Nesse estudo, analisou-se um conjunto de dados provenientes de quatro reservatórios distribuídos em quatro sub-bacias hidrográficas do estado, que compõem as doze bacias hidrográficas que o território cearense está dividido Figura 3.

Figura 3 - Localização das bacias hidrográficas e reservatórios no semiárido cearense estudo.



Fonte: O autor (2021).

3.2 Caracterização e antropismo nas bacias hidrográficas

As principais características e algumas informações morfométricas dos reservatórios objetos dessa pesquisa estão descritas na Tabela 2, com detalhamento em seguida.

Tabela 2 - Características dos reservatórios do estudo.

Descritor	Jaburú I	Jaburú II	Acarape do Meio	Banabuiú
Município	Ubajara	Independência	Redenção	Banabuiú
Ano de construção	1983	1984	1924	1966
Bacia estadual	Serra da Ibiapaba	Sertões de Crateús	Metropolitanas	Banabuiú
Rio barrado	Rio Jaburú	Rio Jaburú	Rio Pacoti	Rio Banabuiú
Área da bacia (km ²)	314,1	910,82	210,01	14249,52
Vazão regularizada (m ³ /s)	3,73	0,63	1,42	11,61
Coordenadas (UTM)	9572968.00 - 265637.81	9401258.00 - 336419.00	9536380.00 - 522219.31	9410712.00 - 508239.31
Altitude (m)*	770	308	396	103
Profundidade máx. média na zona lacustre (m)	36,1	12,1	30,0	52,0
Capacidade (m ³)	138.127.743	116.616.560	31.500.000	1.601.000.000
Área máx. do lago (km ²)	9,40	26,41	2,29	144,87

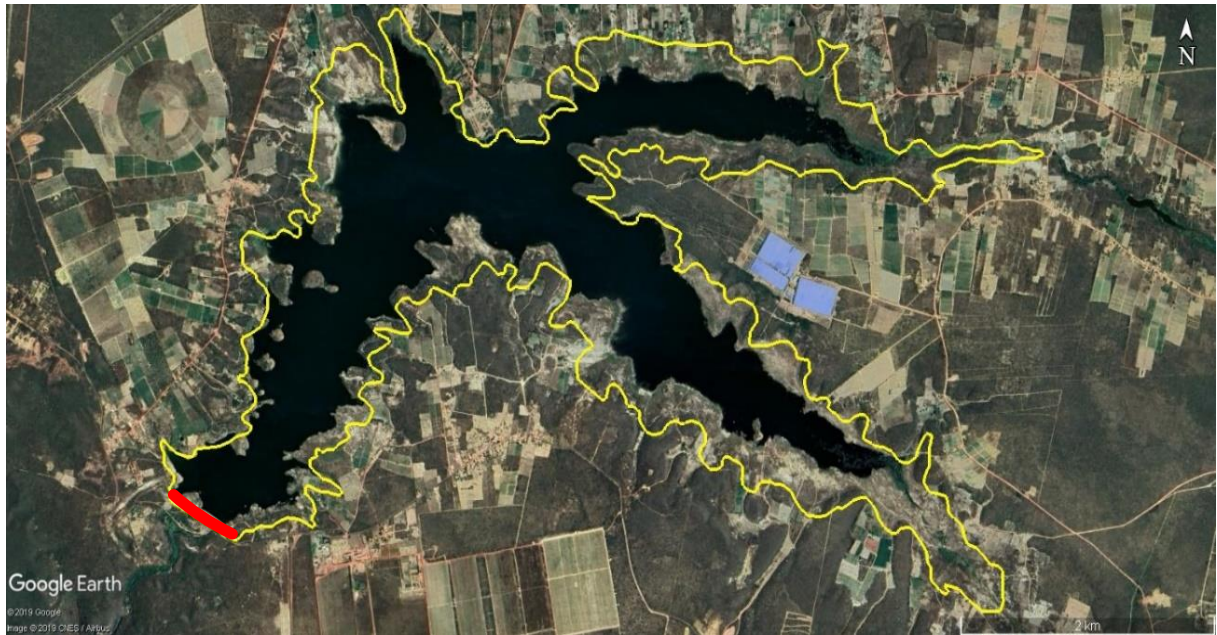
Fonte: Elaborada pelo autor (2021), conforme dados: ANA (2017) e SRH (2015). * Fonte: Google Earth (2020).

a) Reservatório Jaburú I

O reservatório Jaburú I, está situado entre os municípios de Ubajara (88% de sua área) e de Tianguá (12% de sua área), no extremo noroeste do Estado do Ceará. Pertence a Bacia Hidrográfica da Serra da Ibiapaba, no Ceará. Esta bacia limita-se ao Norte com a Bacia do rio Coreaú, ao Leste com a Bacia do rio Acaraú, ao Sul com a Bacia dos Sertões de Crateús e ao Oeste com o estado do Piauí. O Jaburú I foi construído entre os leitos dos riachos Jaburú e Pitanga. Apresenta capacidade de 210 hm³, vazão regularizada de 2,39 m³/s e altura total de 46 metros (SRH, 2018).

O açude Jaburú I apresentou em novembro/2018 um volume armazenado de 34,1% e classificação trófica tipo oligotrófica, em fevereiro/2019, o volume foi de 31,9% e sua classificação passou a oligotrófica (COGERH, 2019). A Figura 4 mostra a delimitação atual da capacidade máxima do reservatório.

Figura 4 - Reservatório Jaburú I com delimitação máxima da área inundada (linha amarela).



Fonte: Google Earth (2020).

Segundo a classificação de Köppen (1948), a região possui um clima do tipo Aw'- tropical chuvoso, quente e úmido, com estação chuvosa concentrada no verão e outono. A região da Ibiapaba é mais úmida e apresenta índices pluviométricos médios anuais de aproximadamente 1.260 mm, a vegetação predominante do tipo Mata Úmida e Carrasco, com presença de sistema aquífero subterrânea e embasamento sedimentar (COGERH, 2016).

Figura 5 – Reservatório Jaburú I período de estio em 2019.



Fonte: Lima (2018).

Para Souza *et al.* (2005) o Jaburú I caracteriza-se por apresentar topografia íngreme (Figura 5), acidentada e bastante irregular, com litologia predominante composta por rochas arenítica de coloração clara, intercalada por folhelhos, siltitos e estratos caulíníticos sub-horizontais distribuídos em níveis, característicos da Formação Serra Grande.

O antropismo na área da sub-bacia do Jaburú I, tem destaque com 54% da demanda do reservatório destinada ao perímetro irrigado de hortifrutigranjeiro na região da Ibiapaba-CE, atividade que contribui para maior risco de contaminação por agrotóxicos (ANA, 2017). Barreto *et al.* (2007) comprovaram a presença de alguns agrotóxicos em concentrações superiores aos da legislação vigente nas águas do Jaburú I. Canuto *et al.* (2010) indicaram um potencial de contaminação dos recursos hídricos por agrotóxicos no município de Tianguá-CE. Observa-se ainda animais em dessedentação com uso direto dentro do reservatórios.

b) Reservatório Jaburú II

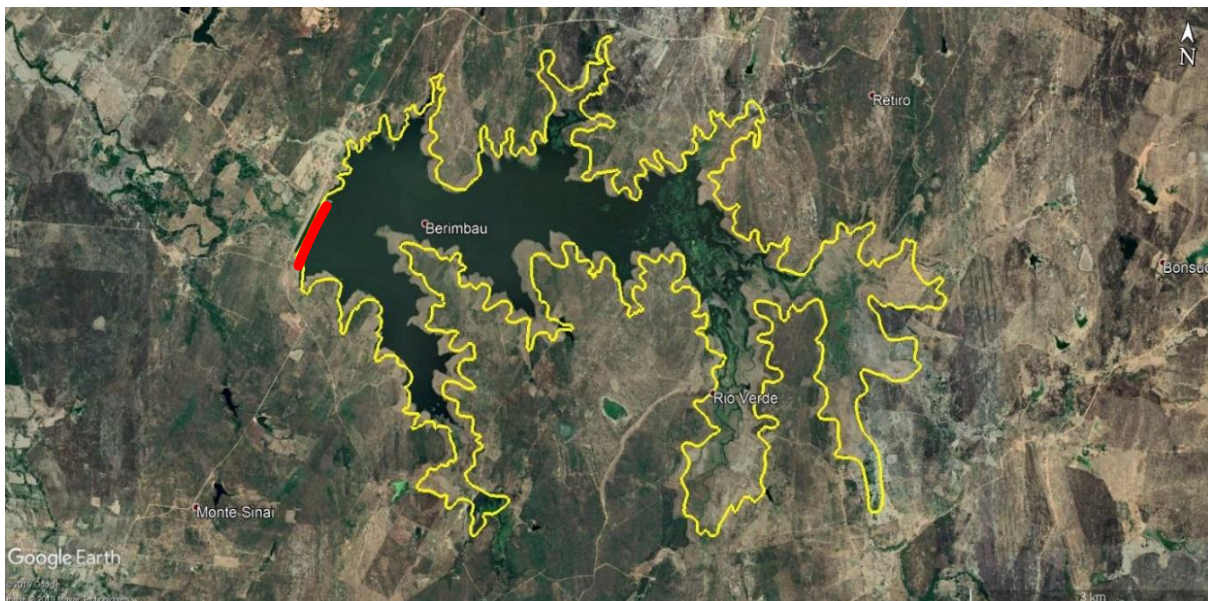
A bacia hidrográfica dos Sertões de Crateús possui uma área de 10,8 km², e compreende a rede de drenagem do rio Poti. Esta bacia é composta por nove municípios e apresenta uma capacidade de acumulação de águas superficiais de 446.685.647 m³, num total de 10 açudes (COGERH, 2016).

O reservatório Jaburú II localiza-se no município de Independência, foi construído sobre o leito do rio Jaburú, possui uma capacidade de armazenamento da ordem de 116 milhões de m³. Na Tabela 2 consta outras características importantes deste reservatório. Constitui a principal fonte hídrica referente ao abastecimento humano rural, dessedentação de animais e irrigação (ANA, 2017).

O açude Jaburú II apresentou em novembro/2018 um volume armazenado de 13% e classificação trófica tipo mesotrófica, em fevereiro/2019, o volume armazenado foi de 10% e sua classificação passou a eutrófica (COGERH, 2019). Para a Cogeh (2014), a região semiárida que mais sofre falta de água é a da bacia dos Sertões de Crateús, que dispõe apenas de 1,8% do volume armazenado (Figura 6).

Em fevereiro/2018, o açude Jaburú II estava com apenas 0,58% da capacidade, em novembro/2017 apresentou estado de volume morto, com apenas 0,01% da sua capacidade (Diário do Nordeste, 2018).

Figura 6 - Reservatório Jaburú II com delimitação máxima da área inundada (linha amarela).



Fonte: Google Earth (2020).

A região da bacia dos Sertões de Crateús apresenta clima do tipo BSw'h - clima quente seco e semiárido (KÖPPEN, 1948), com temperatura média de 26,3°C, pluviosidade média anual de 600 mm, período chuvoso de janeiro a abril, índice dos mais baixos verificados no estado. A vegetação é tipo Caatinga arbórea e arbustiva, com sistema aquífero de embasamento cristalino (COGERH, 2016). Apresenta dois domínios hidrogeológicos: rochas cristalinas e depósitos aluvionares (FEITOSA *et al.*, 1998).

Figura 7 - Reservatório Jaburu II durante o período úmido no ano de 2018.



Fonte: Soares (2018).

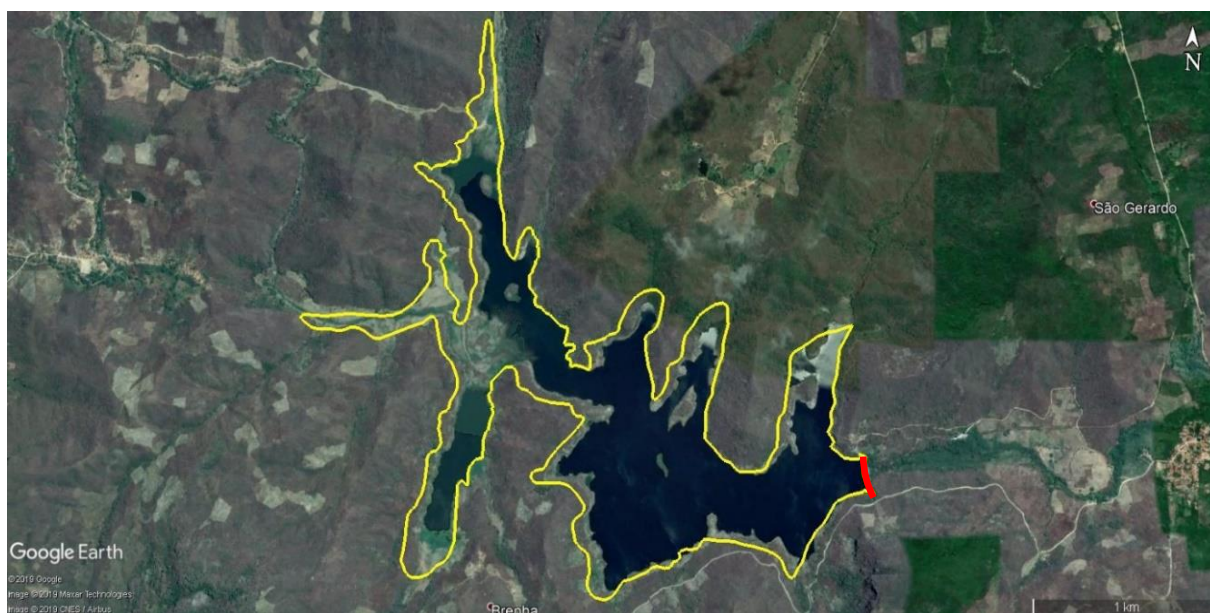
A principal atividade econômica da região consiste em agricultura de subsistência e, em menor escala, cultivo de algodão. Bonfim (2013) afirma que o rio Poti recebe contribuições de efluentes domésticos e se encontra em elevado estado de eutrofização. A deposição de resíduos nas margens dos corpos hídricos, que contribuem para a poluição e a descaracterização do ecossistema é visível (Figura 7).

A depressão sertaneja retratada no município de Independência expõe-se como uma área altamente degradada, pois apresenta solos expostos, rasos e com baixa fertilidade, irregularidade pluviométrica, sobre pastoreio, processos erosivos, apresentando ravinamento, que estão associados diretamente com o antropismo (CEARÁ, 2010).

c) Reservatório Acarape do Meio

A bacia hidrográfica Metropolitanas localiza-se na porção nordeste do estado do Ceará, limitando-se ao sul pela bacia hidrográfica do Banabuiú, ao norte pelo Oceano Atlântico, à oeste pela bacia do Curu e ao leste pela bacia do Jaguaribe. Abrange uma área de 15.085 km², com inserção de 40 municípios (COGERH, 2018), inclusive o município de Redenção, onde está localizado o reservatório Acarape do Meio (Figura 8), algumas características desse reservatório estão destacadas na Tabela 2.

Figura 8 - Acarape do Meio com delimitação máxima da área inundada (linha amarela).



Fonte: Google Earth (2020).

A precipitação não ocorre de modo uniforme sobre a bacia, o regime pluviométrico é definido por período chuvoso que se estende entre os meses de dezembro a junho, cujo volume maior ocorre em março, os índices pluviométricos médios são superiores a 1.400 mm. O clima dominante no local, de acordo com Köppen (1948), é do tipo Amw - Tropical chuvoso de monção (CEARÁ, 2016).

O reservatório Acarape do Meio (Figura 9) possui importância estratégica, pois abastece com água bruta o Distrito Industrial de Maracanaú, e as cidades de Pacatuba, Maranguape, Redenção, Acarape, dentre outras, além de perenizar o vale entre os municípios de Redenção e Acarape (ANA, 2017). Apresentou em novembro/2018 um volume armazenado de 41,6% e classificação trófica tipo mesotrófica. Em fevereiro/2019, este volume foi de 31,3% e sua classificação passou a oligotrófica (COGERH, 2019).

Figura 9 – Reservatório Acarape do Meio durante período úmido no ano de 2017.



Fonte: Souza Neto (2017)

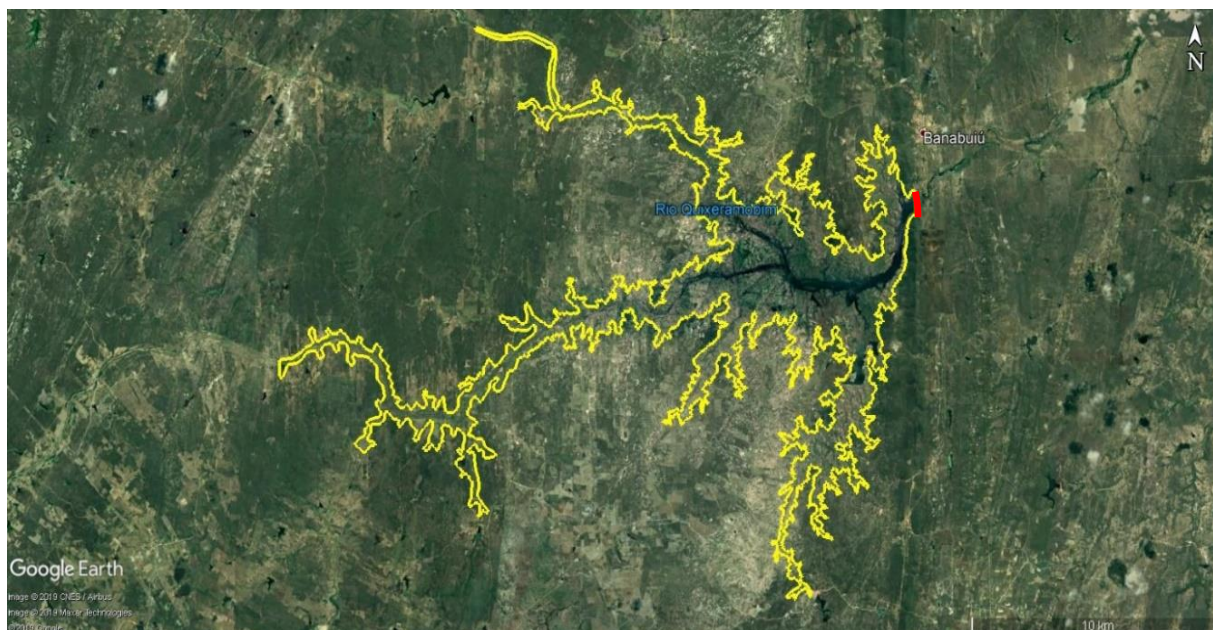
As principais atividades poluidoras dos recursos hídricos nas bacias Metropolitanas são: disposição inadequada de esgotos urbanos e industriais, de resíduos sólidos; uso de fertilizantes e praguicidas na agricultura, pecuária e carcinicultura (COGERH, 2015).

A degradação da qualidade das águas nas bacias metropolitanas é preocupante, uma vez que os reservatórios estão classificados como eutrofizados ou hipereutrofizados (COGERH, 2016). Lima *et al.* (2018) atestaram severo estado de degradação na bacia do Acarape do Meio provocado, sobretudo, pela baixa eficiência das ETEs, pela falta de saneamento básico na zona rural e por atividades agropecuárias danosas, principalmente a pecuária.

d) Reservatório Banabuiú

A bacia hidrográfica do Banabuiú está localizada na região do Sertão Central do estado do Ceará, inserida em sua totalidade na região semiárida. O rio Banabuiú é o mais relevante da bacia, drenando uma área de 19.810 km². Desenvolve-se no sentido oeste-leste, percorrendo um curso total de 314 km, até desaguar no rio Jaguaribe (SILVA *et al.*, 2017). O reservatório Banabuiú está localizado nos municípios de Banabuiú e Quixeramobim e dista 180 km de Fortaleza, capital do Ceará. É um reservatório do tipo Terra Zoneada, possui capacidade para 1.601 hm³, com vazão regularizada de 12,9 m³/s. Apresenta outras características descritas na Tabela 2. A Figura 10 mostra a delimitação da capacidade máxima do reservatório.

Figura 10 - Reservatório Banabuiú com delimitação máxima da área inundada (linha amarela).



Fonte: Google Earth (2020).

O Banabuiú é o terceiro maior açude do estado do Ceará. É responsável por quase 60% da capacidade de armazenamento da bacia. Em novembro de 2014 apresentava volume em torno de 128 milhões de m³, com percentual de apenas 8% da capacidade total (Tabela 2). Em janeiro de 2019, o açude apresentava um volume de 87 milhões de m³, o que representa 5,4% do total da capacidade (ver Figura 11) (CAVALCANTE, 2019).

Figura 11 - Reservatório Banabuiú com baixo nível operacional em novembro 2018.



Fonte: Gomes (2018).

Na região, o clima é do tipo “BSh” - tropical quente semiárido, com temperaturas médias anuais em torno dos 28°C. A média pluviométrica anual aproxima-se dos 725 mm (CEARÁ, 2009). Em 2010 a sub-bacia do Banabuiú apresentava um déficit hídrico de 52.259.840 milhões de m³ (COGERH, 2011). Apresenta elevadas temperaturas e altas taxas de evaporação, aliadas às fracas pluviosidades. Assim, o escoamento na rede de drenagem natural fica praticamente restrito aos períodos chuvosos. Para Fuck Júnior (2008) a baixa pluviosidade acentua-se a oeste, diminuindo a leste da bacia, local mais próximo ao mar.

A sub-bacia hidrográfica do Banabuiú apresenta rochas do embasamento cristalino (96,5%), representadas por gnaisses e migmatitos, associados a rochas plutônicas e metaplutônicas de composição hegemonicamente granítica (CPRM, 2003).

A vegetação é caracterizada pela ocorrência de vários estratos, variando desde a caatinga arbustiva à caatinga arbórea, com severa degeneração. Historicamente são áreas bastante degradadas, principalmente considerando os três séculos de intenso o uso e ocupação baseado no binômio gado-algodão.

Costa *et al.* (2016) relatam que as atividades de degradação desenvolvidas na bacia envolvem a descaracterização da vegetação natural, e pode desencadear a completa descaracterização ambiental e levar ao comprometimento da funcionalidade desses sistemas mediante a intensificação dos processos de degradação ambiental e desertificação.

3.3 Base de dados do estudo

Os dados utilizados neste estudo pertencem ao banco de dados da Rede de Monitoramento contínuo da Qualidade da Água (RMQA) realizado pela Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará - COGERH, que foram disponibilizados ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da UFC - POSDEHA.

Os dados obtidos para o estudo referem-se a uma série, cujo período do monitoramento considerado compreende de janeiro/2014 a outubro/2018, para os quatro reservatórios já descritos. Esses reservatórios foram escolhidos devido a sua localização estratégica no meio semiárido, pela sua importância como fonte de abastecimento para a população local, assim como por possuírem um programa de monitoramento limnológico melhor instituído pelo órgão responsável. Os dados do monitoramento foram compilados num banco de dados, onde se buscou adequá-los para atendimento as métricas, a partir de médias semestrais.

É imprescindível acentuar que o estado do Ceará apresenta reconhecida eficiência na gestão dos recursos hídricos, realiza importante trabalho preventivo com serviços de monitoramento quantitativo e qualitativo, com finalidade de nortear a tomada de decisão frente ao abastecimento humano e demais usos.

3.4 Procedimentos metodológicos

3.4.1 Variáveis hidroclimáticas

Os dados hidroclimáticos foram obtidos através do sistema do Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa - BDMEP, do Instituto Nacional de Meteorologia – INMET. Trata-se de um banco de dados do órgão que tenciona o apoio às atividades de ensino, pesquisa e aplicações em meteorologia, hidrologia, recursos hídricos, entre outros. Dentre as estações disponíveis no sistema BDMET, utilizaram-se as médias para as variáveis temperatura do ar (°C), umidade relativa do ar (%), precipitação pluviométrica (mm/sem), índice de insolação total (h/sem), evaporação pelo evaporímetro de Piché (mm/sem), nebulosidade (décimos) e velocidade média do vento (m/s), para um período de cinco anos equivalente ao período de 2014 a 2018.

3.4.2 Volume disponível e profundidade dos reservatórios no período (2014 a 2018)

O conjunto de dados referente ao volume disponível (VD%) e profundidade média em cada reservatório em seu respectivo período de análise, foi obtido a partir do Portal Hidrológico do Ceará (SRH, 2019).

3.4.3 Variáveis limnológicas aplicadas ao estudo dos índices bióticos dos reservatórios

As amostras foram coletadas em diferentes estações localizadas na zona lacustre de cada um dos quatro reservatórios referidos, nas proximidades da barragem a uma profundidade de 0,3 metro, no período de janeiro/2014 a outubro/2018, totalizando 126 análises para os quatro reservatórios objetos do estudo. As concentrações dos parâmetros selecionados foram determinadas mediante os procedimentos analíticos com base no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012) Tabela 3.

Tabela 3 - Variáveis do estudo e metodologias utilizadas nos procedimentos analíticos.

Parâmetros	Unidade	Método (APHA, 2012)
Fósforo total	mg/L	Método do Persulfato (4500-P-J); (4500-P-E)
Nitrogênio total	mg /L	Método do Persulfato (4500-P-J); (4500-NO ₃ ⁻ -E)
Clorofila <i>a</i>	µg/L	Espectrofotométrico (10200 H)
Relação N/P	-	-

Fonte: Elaborada pelo autor (2021), conforme laudos fornecidos pela rede RMQA/COGERH.

Para entendimento da análise referente ao nutriente limitante no processo de eutrofização, calculou-se a relação N: P a partir da estequiometria, de forma a considerar as concentrações de nitrogênio total e fósforo total em mol (para transformar em mol dividiu-se as concentrações em mg/L pelas respectivas massas atômicas, 14 para o nitrogênio e 31 para o fósforo).

3.4.4 Variáveis biológicas aplicadas ao estudo da estrutura da comunidade

3.4.4.1 Fitoplâncton nos reservatórios do semiárido

Os dados bióticos totalizaram 127 análises referentes ao monitoramento dos quatro reservatórios (Acarape do Meio, Banabuiú, Jaburú I e II), para a contagem e identificação da

comunidade fitoplanctônica no período de janeiro 2014 a outubro de 2018. Para identificação e contagem do fitoplâncton foi utilizado o método estabelecido por Utermöhl (1958) usando microscópio invertido e câmaras de sedimentação. Assim, os resultados foram expressos na forma de densidade (células/mL) a partir do qual se estabeleceu alguns atributos para comunidade fitoplanctônica. Destaca-se que essa descrição de metodologia foi obtida a partir a descrição dos laudos técnicos.

3.4.4.2 Estudo qualitativo do fitoplâncton em reservatórios

A composição fitoplanctônica foi determinada a partir do enquadramento taxonômico dos grupos e sistematização dos táxons em cada reservatório do estudo, consultaram-se as bibliografias especializadas destacadas na Tabela 4.

Tabela 4 – Referências consultadas na catalogação das espécies do fitoplâncton nos reservatórios no semiárido cearense.

Divisões	Referências específicas
Bacillariophyceae	Round <i>et al.</i> (1990); Krammer; Lange-Bertalot (1988); Krammer Lange-Bertalot (1986); Lange-Bertalot e Metzeltin (1996).
Cyanophyceae	Komárek e Azevedo (2000), Rosini; Sant’Anna; Tucci (2013) e Sant’Anna <i>et al.</i> (2004).
Chlorophyceae	Komárek e Fott (1983); Sant’Anna (1984); Nogueira (1991); Comas (1996); Godinho; Comas; Bicudo (2010); Rodrigues; Sant’ Anna; Tucci (2010); Rosini; Sant’ Anna; Tucci (2010 e 2013); Ramos <i>et al.</i> (2012).
Cryptophyceae	Castro <i>et al.</i> (1991); Komárková-Legnerová e Cronberg (1994); Azevedo <i>et al.</i> (1996); Azevedo e Sant’Anna (1999, 2003); Komárek e Azevedo (2000); Rosini; Sant’Anna; Tucci (2013) e Sant’Anna <i>et al.</i> (2004).
Dinophycea	Popovsky e Pfiester (1990).
Euglenophyceae	Hüber-Pestalozzi (1955); Tell e Conforti (1986); Menezes (1994).
Zygnemaphyceae	Round (1971).

Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Para as atualizações de sinonímias, além de ser utilizada a referida bibliografia de identificação taxonômica citada, consultou-se o sistema de informação digital *ALGAE BASE* por meio do link <http://www.algaebase.org>.

3.4.4.3 Análise da estrutura da comunidade fitoplanctônica

a) Densidade e abundância relativa

As densidades das contagens de algas e cianobactérias foram obtidas diretamente do banco de dados da COGERH, segundo determinação do método Utermöhl já referido, com valores expressos em número de células por mililitro (Cél./mL).

Calculou-se a abundância relativa a partir das recomendações de Lobo e Leighton (1986), que considera espécies dominantes aquelas cuja ocorrência em densidade mostra-se superior a 50% da densidade da amostra; espécies abundantes, aquelas com ocorrência em densidades superiores à densidade média de cada amostra e espécies raras, as que ocorreram em uma única amostra de cada período do estudo.

b) Frequência de ocorrência

A frequência de ocorrência foi expressa em porcentagem, considerando o número de amostras, nas quais cada táxon ocorreu, e o número total de amostras analisadas, tendo sido aplicada a equação 1, conforme Mateucci e Colma (1982):

$$\text{Frequência de Ocorrência} = \frac{A \cdot 100}{a} \quad (1)$$

Em que: A = número de amostras em que o táxon ocorreu; a = número total de amostras.

Ainda conforme autor citado classificou-se em função do valor da frequência de ocorrência, os táxons considerando que: > 70% - Muito frequente; 40% - 70% - Frequente; 10% - 40% - Pouco frequente; < 10% - Rara.

c) Riqueza específica ou riqueza de espécies (S)

A forma mais simples de medir a diversidade é usar a riqueza de espécies, que consiste no número de espécies que temos numa determinada comunidade ou área de interesse (WILSEY *et al.*, 2005; PEET, 1974). A riqueza de espécies em cada reservatório foi avaliada com base no número de táxons encontrados.

3.5 Índices bióticos aplicados ao fitoplâncton

3.5.1 Índice de Shannon-Wiener

A diversidade específica foi estimada segundo o Índice de Shannon-Wiener, a partir dos dados de densidade específica. O princípio do índice de Shannon-Wiener é que a informação pode ser representada por símbolos e estima a entropia de uma amostra. Isto é feito multiplicando a probabilidade de se selecionar um elemento da amostra pelo logaritmo desta probabilidade, como pode ser visto na Equação 2. Para o cálculo da diversidade específica (H') será usado o índice de Shannon (1948).

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \cdot \log_2 p_i \quad \therefore p_i = ni/N \quad (2)$$

Em que: H' = índice de Shannon; p_i é a probabilidade de selecionar um indivíduo da espécie i na população, ni é o número de indivíduos da espécie i e N é o total de indivíduos na amostra, sendo os resultados expressos em $\text{bits} \cdot \text{cel}^{-1}$.

Os resultados serão apresentados em $\text{bits} \cdot \text{cel}^{-1}$. Considera-se que 1 bit equivale a uma unidade de informação e que a diversidade específica varia de 1,0 a 3,0 $\text{bits} \cdot \text{cel}^{-1}$. Para Valentin *et al.* (2000) tais valores podem ser enquadrados conforme classificação:

- > 3,0 $\text{bits} \cdot \text{cel}^{-1}$ → alta diversidade;
- < 3,0 > 2,0 $\text{bits} \cdot \text{cel}^{-1}$ → média diversidade;
- < 2,0 > 1,0 $\text{bits} \cdot \text{cel}^{-1}$ → baixa diversidade;
- < 1,0 $\text{bits} \cdot \text{cel}^{-1}$ → diversidade muito baixa.

3.5.2 Índice de Margalef

O índice de Margalef destaca-se por apresentar maior facilidade operacional, pois considera que todas as espécies estão uniformemente distribuídas. É utilizado para estimar a diversidade com base na distribuição numérica dos indivíduos das diferentes espécies. Quanto maior o valor do índice, maior é a diversidade da comunidade amostrada. Para o cálculo da riqueza de espécies será utilizada a equação 3.

$$DMg = (S-1) / \ln N. \quad (3)$$

Em que: DMg = índice de Margalef; S é a quantidade de espécies na amostra e N é o tamanho da população. Assim, conforme Valentim *et al.* (1991), os valores de riqueza maiores que 5,0 significam grande riqueza de espécies.

3.5.3 Índice de Simpson (D)

O índice de Simpson expressa a dominância de espécies e a probabilidade de dois indivíduos selecionados ao acaso serem da mesma espécie. Varia de 0 a 1 e quanto mais próximo de 1, maior a probabilidade dos indivíduos serem da mesma espécie, ou, maior a dominância e menor a diversidade (URAMOTO *et al.*, 2005). Para Magurran (2011) o índice de Simpson não considera somente o número de espécies (s) e o total de números de indivíduos (N), mas também a proporção do total de ocorrência de cada espécie. A dominância de Simpson é estimada por meio da equação 4:

$$D = \sum_{i=1}^s \left(\frac{n_i[n_i-1]}{N[N-1]} \right) \quad (4)$$

Em que: D = Índice de Dominância de Simpson; ni= número de indivíduos da espécie i; N= número total de indivíduos.

Conforme D aumenta, a diversidade diminui. O índice de Simpson é normalmente representado por 1 – D ou 1/ D.

Washington (1984) e Magurran (2011) destacam que o índice de diversidade de Simpson caracteriza-se por expressar a dominância das espécies, por isso muitos autores usam também como índice de diversidade; pela baixa sensibilidade à riqueza; e por possuir um significado biológico claro, além de aumentar com a diminuição da diversidade.

3.6 Índice complementar: IET modificado para o trópico semiárido (IET_{SMA})

O Índice do Estado Trófico - IET tem por finalidade classificar os corpos d'água em diferentes graus de trofia, avaliando a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes, em especial nitrogênio e fósforo.

Barros (2013) destaca que em regiões do semiárido nordestino os processos metabólicos são favorecidos pelas condições locais, provendo maior grau de produtividade, logo as categorias tróficas tendem a ser maiores que em climas temperados. Lamparelli (2004) adaptou a metodologia de classificação do estado trófico proposta por Carlson (1977), constatou limitações para regiões tropicais e não considerou a transparência do disco de Secchi em decorrência das interferências provocadas pela turbidez mineral presente nos reservatórios. Neste ínterim, Lima *et al.* (2020) optou por acrescentar nitrogênio total e contagem de cianobactérias, em substituição a transparência de Secchi, posto que tal parâmetro pode ser afetado pela elevada turbidez abiótica, e não somente pela densidade de organismos planctônicos, alterando o estado trófico do corpo hídrico.

Lima (2019) desenvolveu a construção do IET_{SMA} a partir da dispersão dos dados das variáveis fósforo total (PT), nitrogênio total (NT), clorofila *a* (Cla) e contagem total de cianobactérias (CB) empregando-se o coeficiente de variação (CV) para o cálculo do peso das variáveis componentes. Quanto menor o CV, mais homogêneo é o conjunto de dados e, portanto, menor o efeito sobre o resultado final do cômputo do índice do tipo agregado. Desse modo, a escolha dessa medida de dispersão contribui para avaliar a influência de cada parâmetro sobre o sistema. O CV foi estimado através da Equação 5. Neste estudo aplicou-se a metodologia proposta por Lima (2019) e formalizou a denominação de ITE_{SMA} como sendo ITS (Índice Trófico para o Semiárido).

$$CV = \sqrt{\exp(s_{\ln}^2) - 1} \quad (5)$$

Em que: S_{\ln} é o desvio padrão amostral dos dados após transformação logarítmica natural.

Para realização do cálculo do ITS os dados foram organizados por reservatório e agrupados por parâmetro, posteriormente, estimou-se o CV, e o peso de cada variável (w_i) em relação ao somatório dos valores de CV de todas as variáveis Equação 6.

$$w_i = \frac{CV_i}{\sum_{i=1}^n CV_i} \quad (6)$$

Para definição das classes admitiu-se o que prevê a resolução CONAMA N° 357/2005 (Tabela 5). O índice proposto (ITS) é esteado em um modelo aditivo com peso referente a cada parâmetro em suas respectivas classes Equação 7. Os níveis tróficos foram

organizados em ordem crescente, como: oligotrófico, mesotrófico, eutrófico e hipereutrófico. Para interpretação final do ITS empregou-se os intervalos conforme Tabela 5.

Tabela 5 - Divisão em classes para cálculo do ITS conforme concentração de cada parâmetro.

Parâmetro	Classes corpos lênticos			
	1	2	3	4
PT (mg/L P)	< 0,020	0,020 - 0,030	0,031 - 0,050	> 0,050
NT (mg/L N)	< 0,50	0,50 - 1,00	1,01 - 1,50	> 1,50
Cl _a (µg/L)	< 10,0	10,0 - 30,0	30,1 - 60,0	> 60,00
CB (Cel/mL)	< 20000	20000 - 50000	50001 - 100000	> 100000

Fonte: Lima (2019).

O Índice Trófico para o Semiárido (ITS) adaptado ao semiárido para os quatro reservatórios do estudo foi calculado com base na equação 7.

$$ITS = \sum_{i=1}^n w_i c_i \quad (7)$$

Com o propósito de ratificar Lima (2019) optou-se por classificar os reservatórios com base nas variáveis nitrogênio total, fósforo total e clorofila *a* parâmetros frequentemente utilizados. Contudo, pelos motivos já citados, substituiu-se a profundidade do disco de Secchi pela contagem total de cianobactérias.

3.7 Abordagem estatística dos dados

3.7.1 Análise estatística descritiva

As variáveis químicas e biológicas das águas dos reservatórios foram avaliadas a partir de uma análise exploratória dos dados brutos utilizando medidas de tendência central (média e mediana) e de posição (coeficiente de variação) de modo a permitir uma base de dados com sentido e adequação aos objetivos e às hipóteses da investigação pretendida. Com a aplicação destas técnicas é possível identificar a variação dos valores, organizar e descrever os dados, utilizando tabelas, gráficos e medidas de dispersão e de variabilidade. O conjunto de dados dos reservatórios, Jaburú I, Jaburú II, Banabuiú e Acarape do Meio, compreende um período de 5 anos, cujos valores foram agrupados em médias semestrais, caracterizando períodos úmido e de estio. Essa subdivisão não representa precisamente os períodos chuvosos

e secos no estado do Ceará, visto que o período chuvoso possui duração média de aproximadamente de 3 a 4 meses do primeiro semestre.

Aplicou-se o teste de normalidade Shapiro Wilk para todos os dados dos parâmetros bióticos e abióticos a fim de averiguar se os dados eram ou não paramétricos e selecionar os testes estatísticos adequados. Para estudo das variáveis hidroclimáticas realizou-se uma análise de correlação para certificar quais pares de variáveis correlacionam significativamente entre si. Aferiu-se também para o conjunto amostral de cada reservatório uma correlação entre as variáveis bióticas, hidroclimáticas e nível operacional (volume disponível/volume total) por meio do coeficiente de correlação de Pearson com nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$).

A distinção sobre a influência do ciclo climático anual (períodos úmido versus estio) foi analisada a partir de teste de análise de variância paramétrico (ANOVA) e não paramétrico (Kruskal-Wallis), a fim de determinar a ocorrência de diferenças estatisticamente significativas entre os dados. A ANOVA (Analysis of Variance) – fator único: compara duas ou mais médias. Verificou-se as variâncias com interpretação geral: se $F > F_{\text{crítico}}$ e $P < 0,05$, há diferença significativa entre os grupos. O teste não paramétrico de *Kruskal-Wallis* se destina a comparar três ou mais amostras independentes do mesmo tamanho ou não. Aplicou-se para verificar se índices bióticos diferiram significativamente ao longo das estações em estudo.

Para avaliar a associação entre os índices bióticos e os nutrientes, com o propósito de compreender se a comunidade fitoplactônica responde às alterações químicas do meio aquático, aplicou-se a correlação linear simples com coeficiente de Pearson (r) considerando o $p \leq 0,05$ para que as correlações sejam consideradas significativas.

Os resultados da estatística descritiva das concentrações de nutrientes e de clorofila a , densidade de cianobactérias, dados do fitoplankton e variáveis hidroclimáticas foram processados no software Excel, assim como a análise de correlação de Pearson.

3.7.2 Análise estatística multivariada

Para Figueiredo (2012) as análises multivariada são adequadas para análises de séries históricas, por serem ferramentas que facilitam as interpretações das relações temporais das variáveis referentes ao objeto de estudo, como, a influência antrópica e da sazonalidade no corpo d'água. Assim, realizou-se uma Análise de Componentes Principais (ACP) utilizando-se a matriz de dados hidroclimáticos, parâmetros físico-químicos e bióticos. Os índices bióticos

também foram associados as variáveis hidroclimáticas, com ênfase na variação do volume disponível dos reservatórios.

A ACP foi aplicada ao conjunto de dados obtidos para cada reservatório ao longo dos cinco anos de monitoramento, com finalidade de avaliar as associações entre as variáveis hidroclimáticas, nutrientes e índices bióticos e a aceleração do fenômeno da eutrofização. Para tanto, realizaram-se quatro análises de componentes principais.

A primeira (ACP1) aplicou-se as variáveis hidroclimáticas separadas em períodos distintos (úmido e de estio) para verificar o comportamento dos diferentes reservatórios. Na segunda (ACP2) teve como finalidade avaliar possíveis relações entre as variáveis hidroclimáticas, nutrientes e componente biótica do fitoplâncton. Na terceira (ACP3) aplicou-se as variáveis físicas, (fração do volume disponível e profundidade) dos reservatórios e os índices bióticos e de estado trófico e por último na (ACP4) aplicou-se os índices bióticos e os nutrientes para verificar quais variáveis, bióticas e abióticas, mais explicariam as variações dos dados entre os diferentes reservatórios. Utilizou-se na apresentação dos resultados o peso de cada variável que foi calculado através da equação 8.

$$W_i = \frac{|a_i \cdot \sigma_1| + |b_i \cdot \sigma_2|}{\sum |PC_1 \cdot \sigma_1| + \sum |PC_2 \cdot \sigma_2|} \quad (8)$$

O programa computacional utilizado para a Análise dos Componentes Principais (ACP) foi o PAST (PAleontological STatistical). O PAST4.03 é um *Software* livre para análise de dados científicos, com funções de manipulação de dados, plotagem, estatística univariada e multivariada, análise ecológica, séries temporais e análise espacial, morfometria e estratigrafia (HAMMER *et al.*, 2001).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

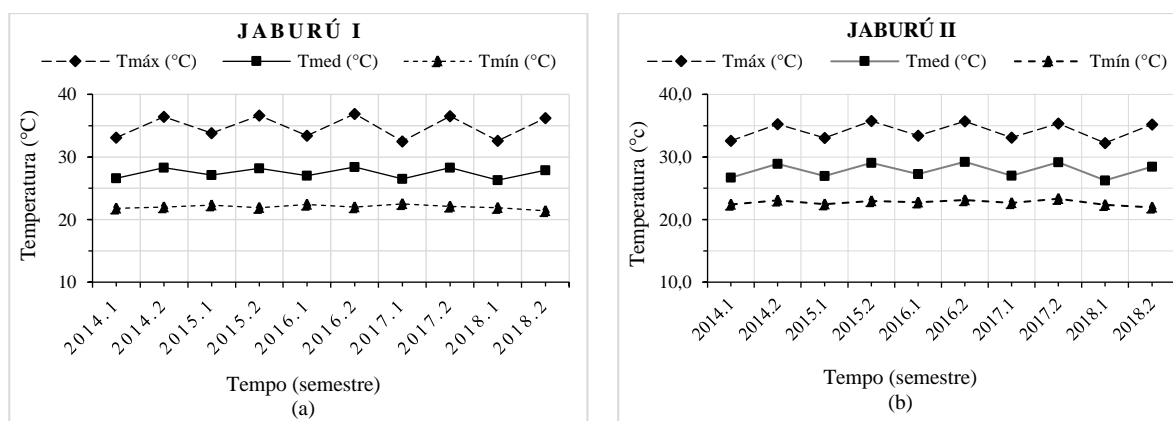
4.1 Caracterização hidroclimática

4.1.1 Temperatura do ar

No reservatório Jaburú I, para o período de estudo, a temperatura do ar apresentou valores médios de 27,0°C para período úmido e de 28,0°C para o período de estio, com coeficiente de variação (CV) de 1%. As amplitudes foram de 11,0°C e 15,0°C para os períodos citados, respectivamente. A Figura 12a apresenta os valores médios semestrais da temperatura do ar para o período de janeiro de 2014 a outubro de 2018. Dentro do período de estudo, observou-se uma máxima semestral de 36,9°C em 2016.2 e uma mínima de 21,4°C em 2018.2.

Para o Jaburú II as médias dos períodos foram de 27,0°C (úmido) e 29,0°C (estio), com CV de 1% e amplitudes de 10,0°C e 12,0°C para os respectivos períodos. Os valores máximos e mínimos foram de 35,8°C em 2015.2 e 21,9°C em 2018.2 Figura 12b. A estatística descritiva de todas as variáveis hidroclimáticas está representada na Tabela 1 do Apêndice A.

Figura 12 - Temperatura do ar para os reservatórios do semiárido cearense no período de 2014 a 2018, com base em médias semestrais: (a) Jaburú I; (b) Jaburú II.

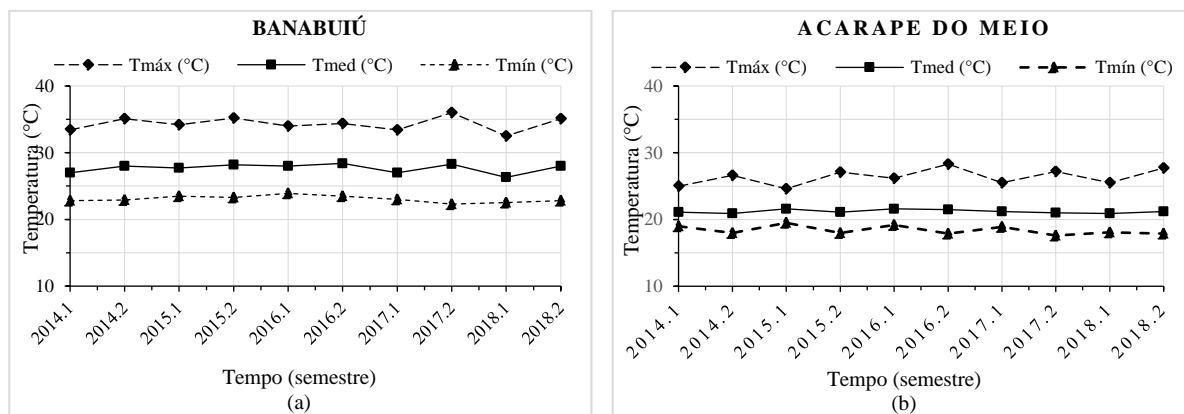


Fonte: O autor (2021).

No Banabuiú as temperaturas médias do ar foram de 27,0°C (semestre úmido) e 28,0°C (semestre de estio), com CV de 2%. As amplitudes foram de 11,0°C e 12,0°C para os respectivos períodos (Figura 13a). O valor máximo foi de 36,0°C em 2017.2 e mínima de 22,3°C para o mesmo período. No Acarape do Meio, a temperatura média do ar foi de 21,0°C para

ambos os períodos, com CV de 1%. A amplitude para o período úmido foi de 6°C e, para o período de estio, foi de 9,0°C. Verificou-se ainda máxima de 28,3°C e a mínima de 17,6°C durante 2016.2 e 2017.2, respectivamente Figura 13b.

Figura 13 - Temperatura do ar para os reservatórios do semiárido cearense no período de 2014 a 2018, com base em médias semestrais: (a) Banabuiú e (b) Acarape do Meio.



Fonte: O autor (2021).

A temperatura do ar apresentou amplitudes semestrais ($> 10\text{ }^{\circ}\text{C}$) durante todo o período de estudo, considerando os reservatórios (Jaburú I, Jaburú II e Banabuiú), sendo registrada menores amplitudes no Acarape do Meio ($9\text{ }^{\circ}\text{C}$) durante o período de estio e ($6\text{ }^{\circ}\text{C}$) no período úmido. Essa menor amplitude se deve as menores temperaturas do ar registradas nesse período. Possivelmente também sofre forte influência por estar mais próximo ao litoral, além da localização em região serrana com clima do tipo Amw-tropical chuvoso de monção (CEARÁ, 2016). Mas, conforme Barbosa *et al.* (2012), em regiões semiáridas a ocorrência de temperaturas mais elevadas é comum.

Observou-se dentro do período de estudo uma variação bem demarcada nos meses de chuva e no semestre de estio, típica da região tropical semiárida brasileira. Embora, Ceballos *et al.* (2006) afirmem que em regiões tropicais semiáridas as variações de temperatura entre as duas estações do ano são caracterizadas por regimes de chuva (período úmido) e estiagem prolongada (período de estio), e não como variações sazonais referidas, conforme ocorrem em regiões temperadas.

A temperatura média do ar no Jaburú I apresentou forte correlação linear ($r = 0,98$) com as variáveis evaporação, velocidade do vento e índice de insolação.

Para o Banabuiú testes de correlação de Pearson (r) da precipitação em função da temperatura média do ar foram de $r = 0,922$ e da umidade relativa do ar de $r = 0,80$, as variáveis

estão bem correlacionadas. Para Varejão e Silva (2006) o aumento da temperatura do ar, torna ainda maior a quantidade de vapor d'água presente no mesmo volume de ar. Aumentando a temperatura do ar, aumenta a tensão de saturação de vapor à superfície e diminui a umidade relativa do ar, como efeito indireto.

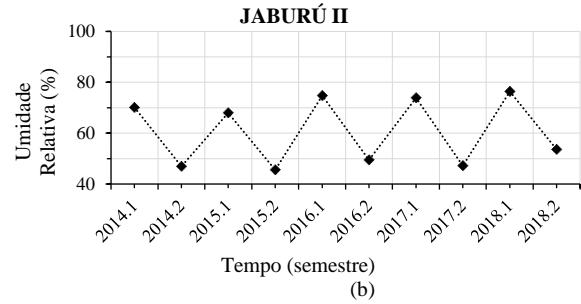
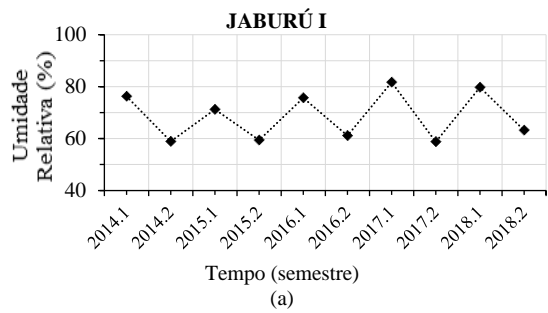
Medeiros *et al.* (1989) constataram em estudos sobre variabilidade da umidade relativa do ar, a existência de regimes úmidos para a região do semiárido brasileiro. Para Silva *et al.* (1999) a intensidade da radiação solar define as condições microclimatológicas, com a temperatura sendo diretamente proporcional à radiação solar, enquanto a umidade se relaciona inversamente.

Araújo *et al.* (2000) e Barbosa *et al.* (2002) reforçam que as altas temperaturas e a baixa amplitude térmica anual do ar são características do semiárido brasileiro, e influenciam diretamente na baixa variabilidade térmica nos corpos d'água. Conforme dados da ANA (2012), tem havido um incremento de cerca de 0,8 °C por década no nordeste brasileiro. O semiárido nordestino localiza-se em baixa latitude, próximo ao Equador, entre 5 e 10° S, por isso possui forte insolação, o Sol atinge o zênite duas vezes ao ano, fatores que já justificariam a baixa amplitude térmica (ARAÚJO, 2011).

4.1.2 Umidade relativa do ar

A média climatológica da umidade relativa do ar para o reservatório Jaburú I foi de 77% para o período úmido, e de 60% para período de estio, com CV de 5% e 3% respectivamente. O valor máximo de umidade do ar, 82%, foi registrado em 2017.1 e o menor de 58,7% em 2017.2. A amplitude foi de 11%, revelando um comportamento sazonal (Figura 14a). No Jaburú II as médias foram na faixa de 73% (úmido) e 49% (estio) com CV de 5% e 6% para os respectivos períodos, com amplitude de 8% para o período, Figura 14b.

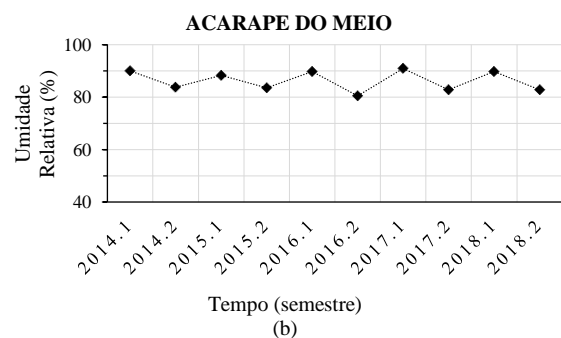
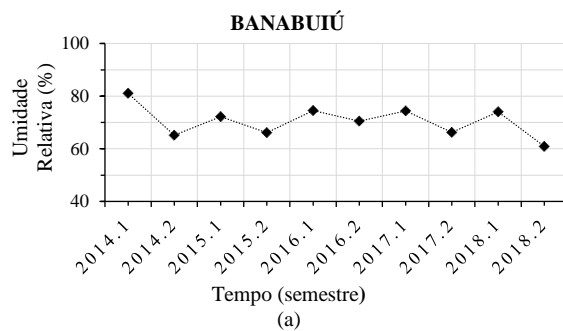
Figura 14 - Média da umidade relativa do ar para os reservatórios do semiárido cearense no período de 2014 a 2018. (a) Jaburú I; b) Jaburú II.



Fonte: O autor (2021).

Na região do Banabuiú o comportamento foi semelhante, em que as médias foram de 75% (semestre úmido) e 66% (semestre de estio), com CV de 5% para ambos os períodos e amplitudes de 9% Figura 15a. Para o Acarape do Meio as médias foram de 90% (úmido) e 83% (estio) com CV de 1% e de 2% respectivamente, as amplitudes foram as mais baixas 3% e 4%, o que mostra relação direta com a precipitação e inversa com a temperatura do ar e evaporação Figura 15b.

Figura 15 - Média da umidade relativa do ar para os reservatórios do semiárido cearense no período de 2014 a 2018. (a) Banabuiú e (b) Acarape do Meio.

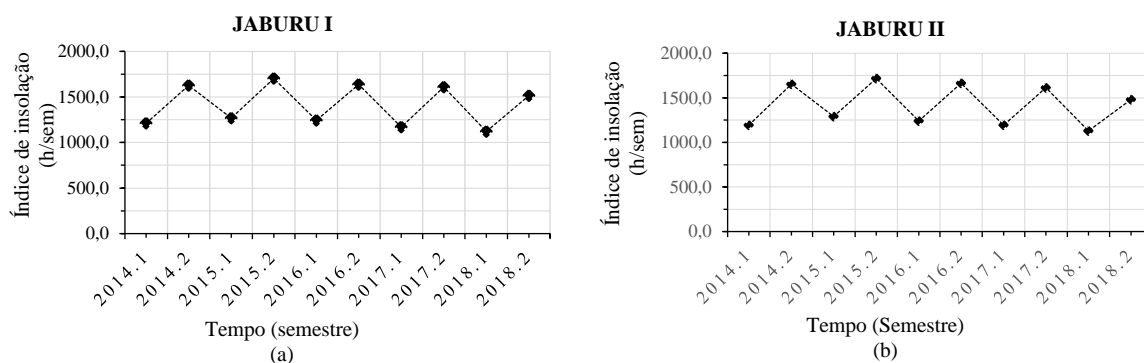


Fonte: O autor (2021).

4.1.3 Índice de insolação (horas com sol)

A Figura 16a mostra a variação média do índice de insolação para o Jaburú I que foi de 1.203 horas/semestre, período úmido, e de 1.617 horas com sol, período de estio, com CV de 5% e de 4% respectivamente. Isso fortalece a ideia de sazonalidade semestral. Verificou-se o menor índice, 1.121 horas (2018.1), no período de chuvas, enquanto que o maior índice, 1.702 horas constatou-se no período de estiagem em 2015.2.

Figura 16 - Índice de insolação média semestral para os reservatórios do semiárido cearense no período de 2014 a 2018. (a) Jaburú I; (b) Jaburú II.

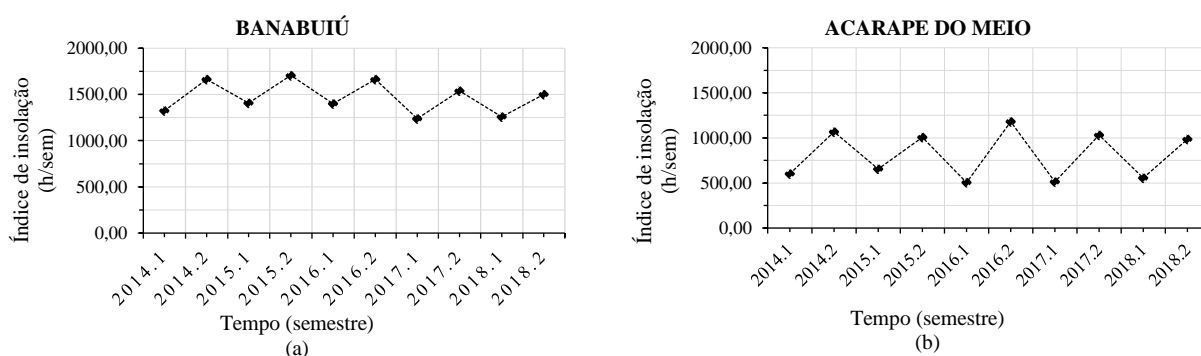


Fonte: O autor (2021).

Para o Jaburú II as médias registradas no período úmido foram de 1.209 horas e de 1.626 horas, período de estiagem e CV de 5% para ambos períodos Figura 16b.

Constatou-se que no Banabuiú as médias de insolação foram de 1.326 horas (período úmido) e de 1.615 horas (período de estio), com CV de 5% e de 6%, respectivamente Figura 17a. No Acarape do Meio os valores foram mais baixos, as médias foram de 566 horas para período úmido e de 1.053 horas para período de estio, os CV foram de 11% e de 7%, para ambos os períodos Figura 17b.

Figura 17 - Índice de insolação média semestral para os reservatórios do semiárido cearense no período de 2014 a 2018. (a) Banabuiú e (b) Acarape do Meio.



Fonte: O autor (2021).

Os valores extremos de insolação registrados ao longo do período estudado podem ser atribuídos à variação da posição do sol durante o dia e/ou as condições meteorológicas durante as amostragens. Para Novais (2017) a intensidade da insolação é máxima onde os raios do Sol incidem verticalmente, como acontece durante ao meio dia nas latitudes iguais às

declinações solares entre os trópicos de Câncer e Capricórnio. Assim, os ambientes tropicais se caracterizam pela elevada incidência de radiação solar e insolação. Quanto mais próximo do equador, maior é a incidência, como é o caso da região nordeste do Brasil (BAYER, 2004; BLEY Jr., 1999).

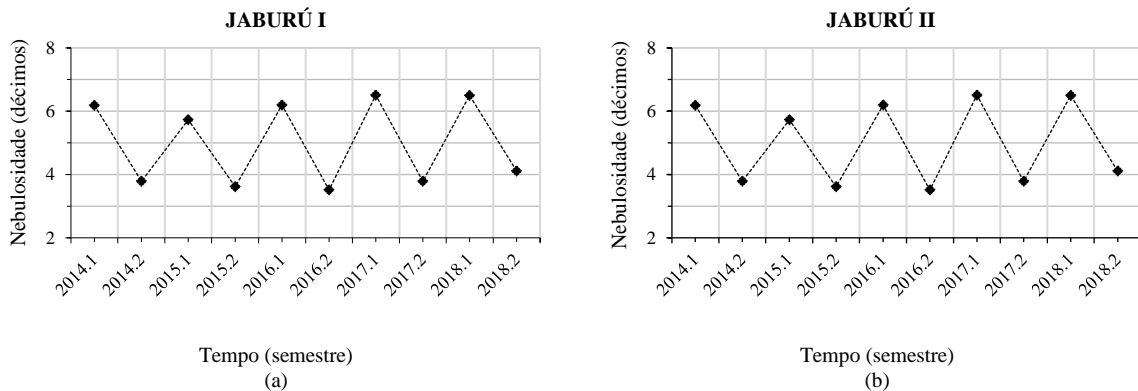
O regime pluviométrico influencia, de maneira inversa, sobre o número de horas de insolação, uma vez que se verificou durante os meses chuvosos, que, devido à maior intensidade de chuvas e conseqüentemente, maior nebulosidade, registraram-se menores valores de insolação. Silva *et al.* (2010) observam que as altas incidências de raios solares, com conseqüentes elevações de temperaturas, aumentam os índices de evapotranspiração, variabilidade climática. Contudo, o índice de insolação tornou-se essencial para compreender o comportamento da evaporação nesses reservatórios, de forma que existe uma correlação direta existente entre estas variáveis. À medida que os valores de insolação aumentam, os valores de evaporação também tendem a aumentar. O que os tornam proporcionais e ao mesmo tempo fortemente correlacionados ($r = 0,977$).

Existe um efeito direto da latitude, a radiação solar incidente é influenciada pela variação da posição do sol durante o dia e pelas condições meteorológicas, como a presença ou ausência de nuvens. Pontua-se ainda que a intensidade de radiação solar que atinge uma superfície horizontal é variável, devido à atenuação sofrida ao atravessar a atmosfera, devido a presença de nuvens, poeira, poluição e outros. Naturalmente num dia nublado, a intensidade da radiação solar será menor (MARQUES; PEREIRA; ASSIS, 2000).

4.1.4 Nebulosidade

A cobertura de nuvem na área do reservatório Jaburú I, com base nos valores das médias semestrais do período mostrou que a nebulosidade foi de 6,0 décimos para o período úmido e 4,0 décimos para o período de estio, com CV de 5% e de 6% respectivamente. Conforme a Figura 18a, os maiores valores foram de 6,5 décimos em 2017.1 e de 3,5 décimos 2016.2, evidenciando relação direta com a umidade do ar. Para o Jaburú II as médias semestrais foram de 6,0 e 3,0 décimos para ambos os períodos, com CV de 3% e de 11% para os referidos períodos Figura 18b.

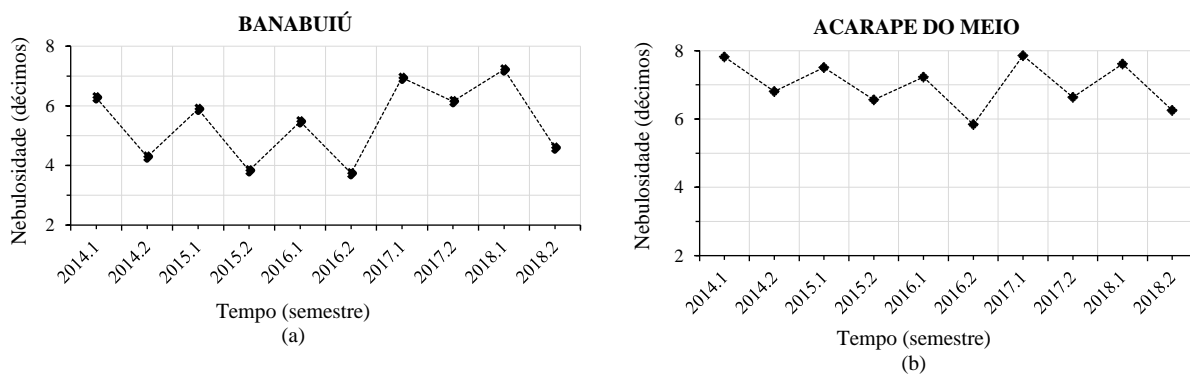
Figura 18 - Nebulosidade média semestral para os reservatórios do semiárido cearense no período de 2014 a 2018. (a) Jaburú I; (b) Jaburú II.



Fonte: O autor (2021).

Para o Banabuiú as médias foram de 6,0 e de 5,0 décimos para os períodos úmido e de estio, com CV de 2% para ambos períodos. Houve pico de 7,2 décimos e menor registro de 3,7 décimos, Figura 19a. No Acarape do Meio tais médias foram mais elevadas de 8,0 e 6,0 décimos para os períodos úmido e de estiagem, respectivamente, com CV de 3% e de 6% para os respectivos períodos analisados Figura 19b, esta elevação nos índices de nebulosidade se deve aos fatores provocadores da precipitação nesta área.

Figura 19 - Nebulosidade média semestral para os reservatórios do semiárido cearense no período de 2014 a 2018. (a) Banabuiú e (b) Acarape do Meio.



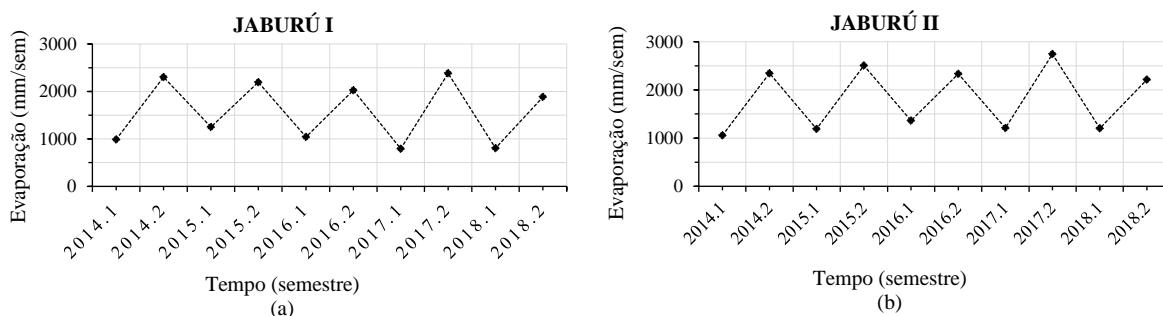
Fonte: O autor (2021).

A ocorrência de nebulosidade durante o período úmido estudado justifica parcialmente a menor quantidade de insolação. Para Querino *et al* (2011), a refletividade de energia solar das nuvens é bem maior do que a refletividade da atmosfera sem nuvens, o que facilita uma maior ou menor transmitância.

4.1.5 Evaporação (mm/semestre) pelo evaporímetro de Piché

O semiárido cearense caracteriza-se pelo alto potencial para evaporação da água em função da grande disponibilidade de energia solar e altas temperaturas. Na região do Jaburú I os valores de evaporação registrados apresentaram valores médios de 975 mm/sem e de 2.155 mm/sem com CV de 19% (úmido) e 9% (estio). Os maiores valores, 2.299 mm/sem foram registrados em 2014.2 e o menor, 794 mm/sem em 2017.1. A amplitude para o período foi de 1.505 mm/sem, Figura 20a. No Jaburú II as médias para os períodos foram de 1.205 mm/sem (úmido), e de 2.429 mm/sem (estio), com CV de 9% e de 8%, respectivamente.

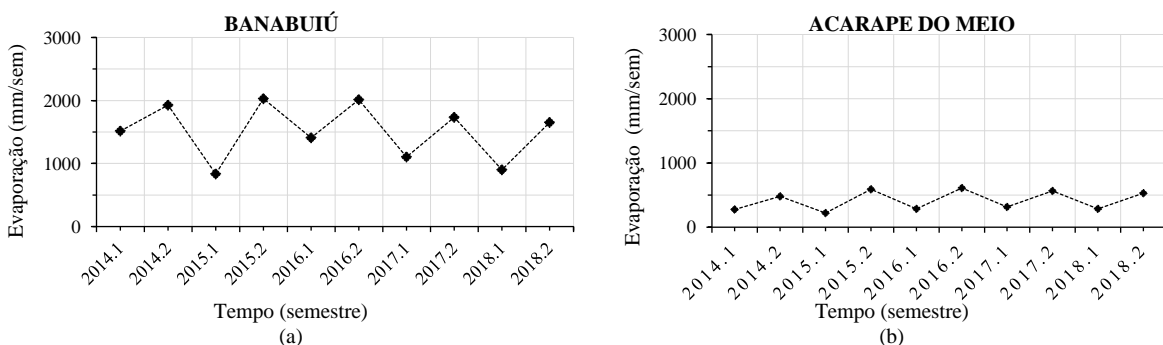
Figura 20 - Evaporação média semestral para os reservatórios do semiárido cearense no período de 2014 a 2018. (a) Jaburú I; (b) Jaburú II.



Fonte: O autor (2021).

O maior registro de evaporação, 2.744 mm/sem, ocorreu em 2017.2 e o menor, 1.056 mm/sem, em 2014.1, Figura 20b. No Banabuiú as médias oscilaram entre 1.152 e 1.871 mm/sem, períodos úmido e de estio, respectivamente, com CV de 26% e 9% para os referidos períodos Figura 21a.

Figura 21 - Evaporação média semestral para os reservatórios do semiárido cearense no período de 2014 a 2018. (a) Banabuiú e (b) Acarape do Meio.



Fonte: O autor (2021).

O maior registro, 2.029 mm/sem ocorreu em 2015.2 e o menor, 834 mm/sem foi em 2015.1. No Acarape do Meio, as médias foram bem menores, 276 mm/sem para o período úmido e de 555 mm/sem para estiagem, com CV de 12% e 9%. O maior registro ocorreu em 2016.2 de 609 mm/sem e o menor de 220 mm/sem em 2015.1 Figura 21b. A amplitude foi de 389 mm/sem evidenciando que nesse reservatório as taxas de evaporação são menores.

As taxas de evaporação nos reservatórios, variam com a localização, com as diferenças climáticas, as características do reservatório e com as práticas de uso e manejo (WURBS e AYALA, 2014). Para Ward (2004), quanto maior a temperatura do ar, maior é a sua tensão de vapor de saturação e mais vapor de água pode conter, aumentando o valor da evaporação.

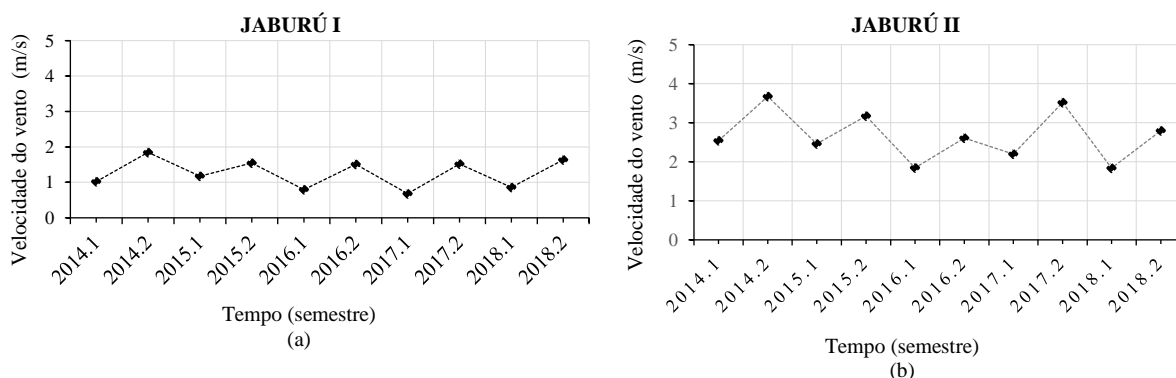
No Jaburú II as taxas de evaporação foram mais elevadas quando comparado com os demais reservatórios. O Acarape do Meio apresentou as mais baixas taxas de evaporação ao longo do período estudado. Observou-se que à medida que o valor de temperatura média do ar aumenta, a evaporação também tende a aumentar. Isso está associado, sobretudo, à dissipação da concentração de umidade do ar durante o período, além do início de maior intensidade dos ventos na região ($\mu = 3\text{m/s}$ para no estio); favorecido por um ambiente com maior incidência de radiação solar ($\mu = 1.626$ horas), baixa umidade ($\mu = 49\%$, no estio) e, portanto, maiores valores de evaporação.

Não foi evidenciado correlação linear significativa entre a evaporação e o volume disponível nos reservatórios, Jaburú I ($r = -0,026$), Jaburú II ($r = -0,110$), Banabuiú ($r = 0,028$) e Acarape do Meio ($r = 0,332$), essas baixas correlações podem ser explicadas pelos volumes de retiradas para suprir a demanda do abastecimento humano e usos diversos. É possível afirmar também que os volumes armazenados dependem da variabilidade hidrológica na região, e representam valores que são acumulados no tempo, enquanto a evaporação representa uma medida pontual no tempo.

4.1.6 Velocidade do vento

Na área do Jaburú I a velocidade média do vento foi de 0,91 m/s no período úmido e de 1,61 m/s para período de estio, com CV de 21% e 9%. O maior registro, 1,85 m/s, em 2014.2 e o menor 0,68 m/s em 2017.1, Figura 22a. No Jaburú II as médias foram de 2,0 e 3,0 m/s com CV de 15% e 14%, para os períodos úmido e de estio, respectivamente Figura 22b.

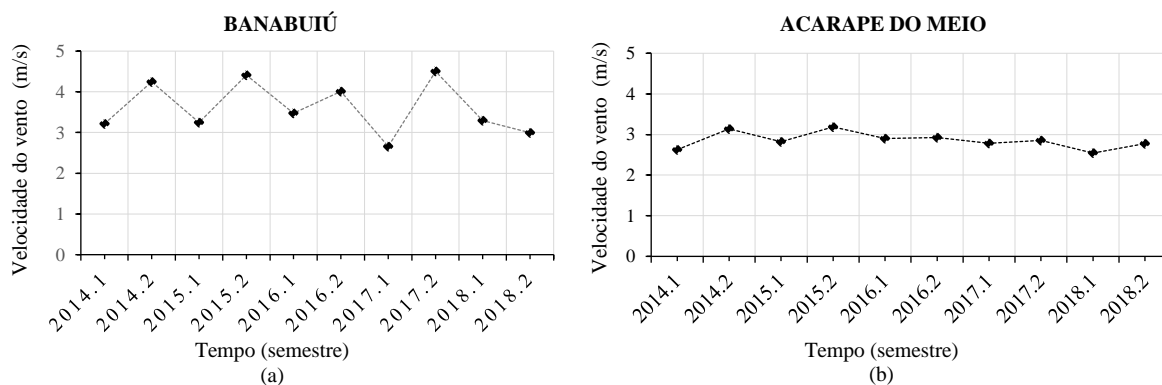
Figura 22 - Velocidade média semestral do vento para os reservatórios do semiárido cearense no período de 2014 a 2018. (a) Jaburú I; (b) Jaburú II.



Fonte: O autor (2021).

No Banabuiú foram registradas as médias de 3,0 e 4,0 m/s nos períodos úmido e de estio, com CV de 10% e 15% para os respectivos períodos. Valores de 4,5 m/s foram verificados em 2017.2 e de 2,6 m/s em 2017.1 como o menor valor, Figura 23c. Apresentando se de acordo com a escala Beaufort ventos definidos como de ar leve até ventos fraco (CPTEC, 2012).

Figura 23 - Velocidade média semestral do vento para os reservatórios do semiárido cearense no período de 2014 a 2018. (a) Banabuiú e (b) Acarape do Meio.



Fonte: O autor (2021).

Os ventos médios observados no Acarape do Meio foram de 3,0 m/s para ambos os períodos, porém, o CV foi de 5% para o período úmido e de 6% para o período de estio, com maior registro de 3,2 m/s em 2015.2 e menor valor de 2,5 m/s em 2018.1.

O vento é um dos componentes climáticos mais importantes. Também é fator que modifica outros componentes essenciais no transporte de calor e umidade, é responsável pelas mudanças que se processam no tempo (BINA, 2008). No Jaburú I, Jaburú II e Banabuiú, os

valores médios das velocidades dos ventos foram mais elevados durante o período de estiagem, com exceção do Acarape do Meio que não apresentou diferença nas médias.

O Banabuiú caracterizou-se por apresentar registros de ventos maiores, quando comparados com os demais reservatórios. Conforme Silveira *et al.* (2013), o vento afeta a uniformidade de distribuição da água e em regiões de baixa umidade relativa do ar e temperaturas altas, a perda de água por evaporação pode atingir altos valores. Destaca-se que os ventos mais brandos foram observados na área do reservatório Jaburú I e os mais fortes foram observados na área do Jaburú II, quando comparados entre si.

Conforme Zanella (2014) no semiárido nordestino sopram ventos Alísios originados entre os Trópicos e o Equador em baixas altitudes. O Jaburú I está localizado em região montanhosa com maiores altitudes, o que gera ventos mais fortes, porém, as barreiras naturais fazem com que os ventos percam força e cheguem mais fracos na área da bacia. As condições do vento local podem ser alteradas com a presença de vegetação, edificações e outros anteparos naturais ou artificiais (ZANLORENZI, 2018). Santos (2016) complementam que devido as baixas precipitações e prolongamento da estiagem ocorrem mudanças na química da água e alterações no fitoplâncton, com predominância de cianobactérias. Em sistemas pouco profundos, a ressuspensão dos sedimentos de fundo pode ser causada pelo vento, com velocidade entre 4 e 5 m/s (GABRIELSON; LUKATELICH, 1985; DEMERES *et al.*, 1987).

Entretanto, Pedersen *et al.* (1995) afirmam que a velocidade mínima do vento necessária para criar esta ressuspensão do sedimento é estimada em 3 m/s. Dessa forma, acorde os autores citados, infere-se que somente no Jaburú I pode não ocorrer o processo de ressuspensão do fósforo, já que a velocidade do vento se manteve abaixo de 3 m/s.

A relevância das concentrações dos principais nutrientes (fósforo e nitrogênio) no controle da produção primária e do crescimento do fitoplâncton em ecossistemas de água doce é motivo de debate na limnologia há décadas. Em relação à eutrofização, a razão N:P é indicador relevante, pois influencia diretamente as espécies fitoplanctônicas que se sobressaem no ambiente aquático. Smith *et al.* (1995) estudando o lago Okeechobee (Flórida), concluíram que a razão N:P de 22:1 representa o limite entre lagos dominados por cianobactérias (N:P < 22:1) e aqueles com baixa ocorrência destas algas (N:P > 22:1).

4.1.7 Pluviometria e normal climatológica (1981 – 2010)

Com base na normal climatológica a Tabela 6 mostra uma análise sobre os índices pluviométricos que abrangem o semiárido cearense referentes as áreas dos reservatórios.

Durante o período de 2012 a 2017 o Ceará enfrentou uma das piores secas já registradas, com diferenças em algumas regiões do estado. A precipitação para o ano de 2014 foi classificada como abaixo da média histórica para todo o ano, com definição do período de estiagem prolongada. Em 2015 (período úmido), na área do Jaburú II precipitou acima da média, e no período de estiagem ocorreram precipitações acima da média histórica, o que denota evento atípico para esta localidade. As precipitações em 2016, foram classificadas como abaixo da média para todas as localidades dos reservatórios, corroborando com a classificação climática indicada para a localidade.

Para Brasil *et al.* (2015), em períodos de estiagem, há tendência natural a diminuição do volume dos reservatórios do semiárido nordestino, com consequência sobre a qualidade da água, como o aumento nas concentrações de nutrientes.

Em 2017 e 2018, durante o período chuvoso ocorreram precipitações acima da média histórica no reservatório Jaburú I. No período de estio, também observaram-se precipitações acima da média tanto para o Jaburú I quanto para o Banabuiú em quase todo o período avaliado, considerado evento atípico para o semestre, Tabela 6. Durante a série analisada as precipitações para o Acarape do Meio estiveram sempre abaixo da média.

No período de cinco anos hidrológicos estudados a precipitação anual apresentou-se de forma irregular, variando muito em torno da média. As médias semestrais na área do Jaburu I foram de 1.061 mm para o período úmido e de 94 mm para período de estiagem, com CV de 21% e 108% para os referidos períodos.

Constatou-se uma amplitude de 1.324 mm para o período de estudo. No Jaburu II as médias dos períodos foram de 361 mm (úmido) e de 20 mm (estio), com CV de 39% e de 180%, a considerar que as maiores precipitações foram de 512 mm em 2015.1 e o menor registro foi de 7 mm em 2015.2, que correspondem às épocas de chuva e de seca, respectivamente, bem típicos do semiárido.

Para o Banabuiú as médias foram de 462 mm e 94 mm para os períodos úmido e de estio, respectivamente. Na região do Acarape do Meio as médias foram de 867 mm, período úmido e 107 mm para o período de estio Apêndice A.

Tabela 6 - Análise da precipitação com base na normal climatológica (1981 – 2010) para os reservatórios do semiárido cearense no período de 2014 a 2018.

Reservatório	Normal climatológica (1981-2010) (mm)	Precipitação pluviométrica (mm)	Precipitação com relação a normal climatológica (%)	Análise
2014.1				
Acarape do Meio	1.192,4	901,0	75,5	Abaixo da média
Banabuiú	660,3	578,6	87,6	Abaixo da média
Jaburú I	1.245,4	827,0	66,4	Abaixo da média
Jaburú II	462,3	206,0	44,5	Abaixo da média
2014.2				
Acarape do Meio	196,0	42,0	21,4	Abaixo da média
Banabuiú	47,6	14,4	30,2	Abaixo da média
Jaburú I	111,0	0,0	0,0	Abaixo da média
Jaburú II	33,2	0,0	0,0	Abaixo da média
2015.1				
Acarape do Meio	1.192,4	704,0	59,0	Abaixo da média
Banabuiú	660,3	356,8	54,0	Abaixo da média
Jaburú I	1.245,4	912,0	73,2	Abaixo da média
Jaburú II	462,3	512,0	110,7	Acima da média
2015.2				
Acarape do Meio	196,0	167,0	85,2	Abaixo da média
Banabuiú	47,6	150,6	316,3	Acima da média
Jaburú I	111,0	135,0	121,6	Acima da média
Jaburú II	33,2	7,00	21,0	Abaixo da média
2016.1				
Acarape do Meio	1.192,4	535,0	44,8	Abaixo da média
Banabuiú	660,3	285,6	43,2	Abaixo da média
Jaburú I	1.245,4	972,0	78,0	Abaixo da média
Jaburú II	462,3	435,0	94,0	Abaixo da média
2016.2				
Acarape do Meio	196,0	73,0	37,2	Abaixo da média
Banabuiú	47,6	24,1	50,6	Abaixo da média
Jaburú I	111,0	17,0	15,3	Abaixo da média
Jaburú II	33,2	0,0	0,0	Abaixo da média
2017.1				
Acarape do Meio	1.192,4	1.172,0	98,2	Abaixo da média
Banabuiú	660,3	506,3	76,6	Abaixo da média
Jaburú I	1.245,4	1253,0	100,6	Acima da média
Jaburú II	462,3	213,0	46,0	Abaixo da média
2017.2				
Acarape do Meio	196,0	159,0	81,1	Abaixo da média
Banabuiú	47,6	53,0	111,3	Acima da média
Jaburú I	111,0	70,0	63,0	Abaixo da média
Jaburú II	33,2	9,0	27,1	Abaixo da média
2018.1				
Acarape do Meio	1.192,4	1024,0	85,8	Abaixo da média
Banabuiú	660,3	583,9	88,4	Abaixo da média
Jaburú I	1.245,4	1.341,0	107,6	Acima da média
Jaburú II	462,3	437,0	94,5	Abaixo da média
2018.2				
Acarape do Meio	196,0	95,0	48,4	Abaixo da média
Banabuiú	47,6	127,4	267,6	Acima da média
Jaburú I	111,0	247,0	222,5	Acima da média
Jaburú II	33,2	85,0	256,0	Acima da média

Fonte: O autor (2021).

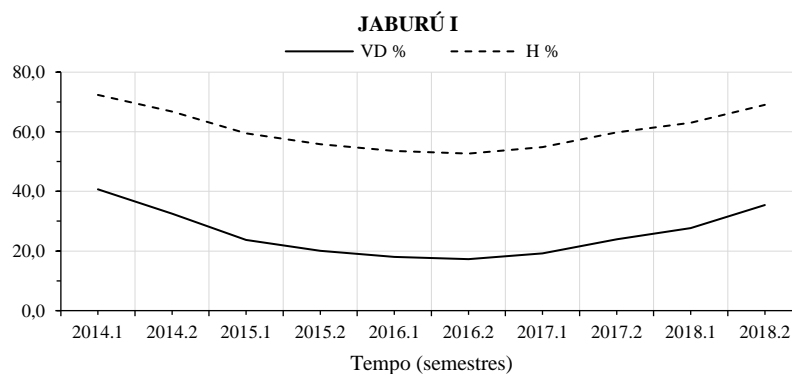
A peculiaridade das precipitações anuais são características que diferem a região semiárida de outras regiões do país. No semiárido cearense existem dois períodos onde as precipitações são mais intensas e se concentram entre os meses de janeiro e maio. No estado do Ceará, estes meses representam o período chuvoso e os demais, o período seco (FUNCEME, 2011). Durante o período de estudo, a distribuição da pluviosidade foi típica para região semiárida, tem-se que existe um período chuvoso, que se iniciou, em janeiro e se estendeu até abril, o que corrobora com resultados encontrados por (COSTA e RODRIGUES, 2017). Denota-se que as precipitações registradas durante a série analisada estão concentradas em poucos meses, o que gera estresse hídrico nos demais meses do ano, e conseqüentemente ocasiona impactos à qualidade da água e sobretudo nos níveis dos reservatórios. Tal fato confirma a alta variabilidade temporal dos eventos, conforme por Guerreiro *et al.* (2013).

O regime de chuvas no semiárido é controlado pela atuação de sistemas atmosféricos como instabilidades associadas às Frentes Frias, Vórtices Ciclônicos de Ar Superior, (VCAS) e Zona de Convergência Intertropical - ZCIT (FERREIRA *et al.*, 2018; ASSIS *et al.*, 2015). Observou-se que as precipitações em 2017 e 2018 foram acima da média. Uma razão pode ter sido as condições do Oceano Pacífico equatorial, com presença de águas superficiais mais resfriadas do que a climatologia, entre os meses de fevereiro e abril de 2018 e que caracterizou o fenômeno *La Niña*, favoreceram a ocorrência de chuvas no Ceará (COGERH, 2018).

4.1.8 Volume disponível e profundidade média dos reservatórios

A variação da fração do volume disponível no reservatório Jaburú I foi de 40,7%, maior valor, registrado em 2014.1 e de 17,3%, menor valor em 2016.2 Figura 24. As médias semestrais do volume foram de 26% para os períodos úmido e de estio, com CV de 35% e 30% respectivamente. A média foi de 61% da capacidade do reservatório para ambos os períodos úmido e de estio com CV de 12% e 11% respectivamente Figura 24. Neste reservatório, ao longo dos ciclos anuais analisados, o maior percentual de profundidade foi de 72,4% em 2014.1 e percentual de redução foi de 52,7% em 2016.2, conforme descrito no Apêndice A.

Figura 24 - Fração do volume disponível (VD%) e profundidade (H%) próximo à zona de tomada d'água, no reservatório Jaburú I no período de 2014 a 2018.

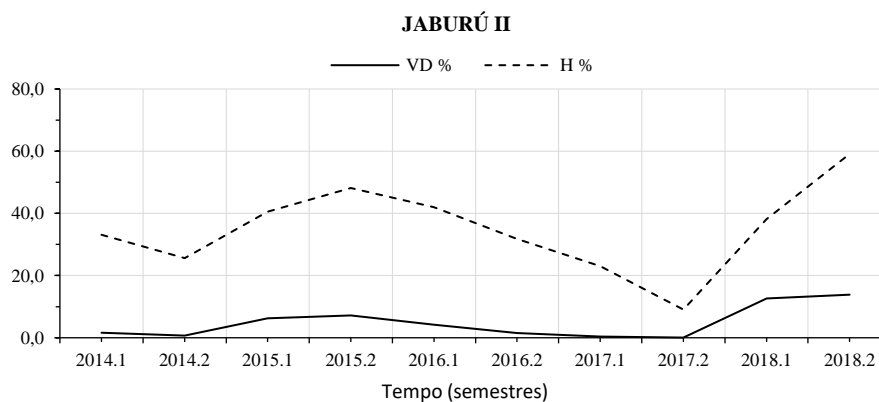


Fonte: O autor (2021).

No Jaburú II a redução da fração do volume disponível foi ainda mais severa, as médias foram de 5%, para ambos os períodos úmido e de estio, com CV de 97% e de 126% respectivamente. O maior percentual do volume disponível registrado foi de 13,9% em 2018.2 e de apenas 0,1% em 2017.2 (Figura 25). Esses resultados têm relação direta também com as precipitações, elevadas taxas de evaporação observadas no referido reservatório nas mesmas datas analisadas.

A média da profundidade próxima à zona de tomada de água, foi de 35% para os períodos úmido e de estio, porém, os CV foram de 22% e de 56% respectivamente. Em 2018.2 registrou-se o maior percentual da série em estudo, 59,1%, e o menor de 9,0% em 2017.2 Figura 25, considerado volume morto para esse reservatório, legitimando os baixos índices pluviométricos (Tabela 6), elevadas taxas de evaporação, além do baixo percentual de volume disponível para o referido período.

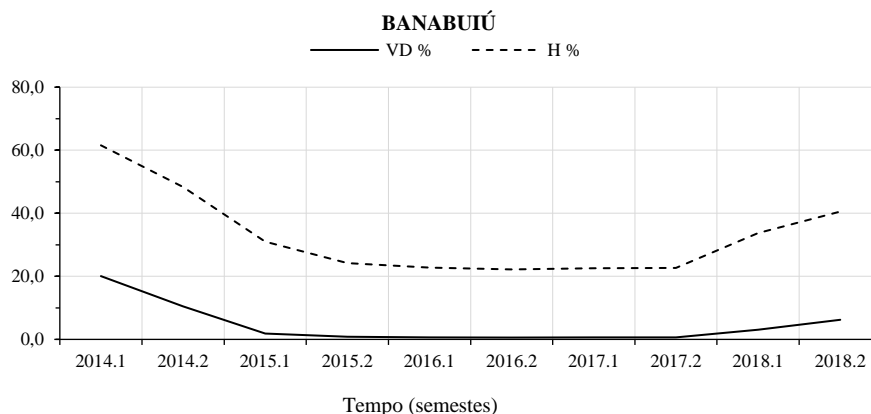
Figura 25 - Fração do volume disponível (VD%) profundidade (H%) próximo à zona de tomada d'água, no reservatório Jaburú II no período de 2014 a 2018.



Fonte: O autor (2021).

No Banabuiú o percentual médio do volume disponível foi de 5,25% para período úmido com CV de 159% e de 3,73%, período de estio, com CV de 120%. O maior registro foi de 20,06% em 2014.1 e o menor foi de apenas 0,6% para os anos de 2016.2 e 2017 Figura 26.

Figura 26 - Fração do volume disponível (VD%) e profundidade (H%), próximo à zona de tomada d'água, no reservatório Banabuiú no período de 2014 a 2018.

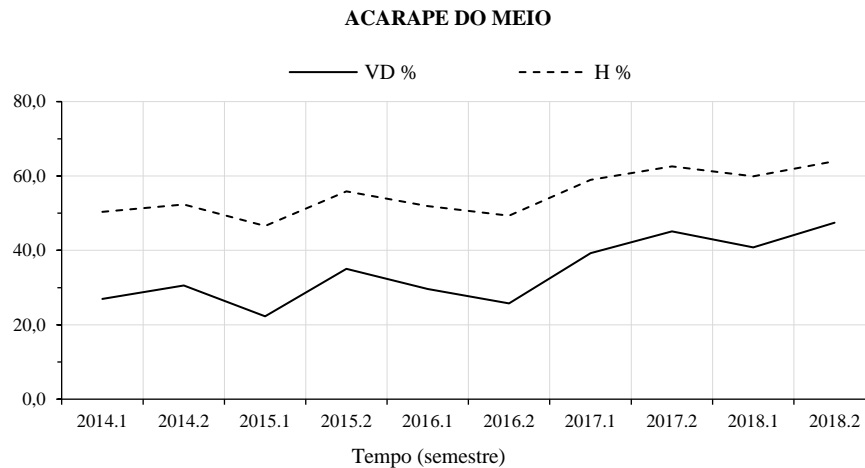


Fonte: O autor (2021).

As profundidades médias no Banabuiú, foram de 34% para o período úmido e de 32% para o período de estio, com CV de 47% e 38%, respectivamente. O maior percentual de profundidade registrado 61,5% em 2014.1 e o menor de 22,1% em 2016.2 Figura 26. Neste período o volume disponível se encontrava muito baixo, além da forte insolação, elevada evaporação e baixa pluviometria, tem-se a retirada para demanda do abastecimento.

No Acarape do Meio as médias semestrais foram de 32% e de 37 % para os períodos úmido e de estio, com CV de 25% respectivamente. O maior registro foi de 47,4% em 2018.2, onde se registrou também as maiores precipitações e menores índices de evaporação e de 22,3% em 2015.1, menor percentual para o período em estudo, Figura 27. Porém, destaca-se que o volume acumulado depende não apenas do que ocorre no semestre, mas da condição anterior do reservatório. Uma mesma precipitação, escoamento e evaporação, resultariam em volumes diferentes a depender da condição do reservatório no início do período.

Figura 27 - Fração do volume disponível (VD%) e profundidade (H%) próximo à zona de tomada d'água, no reservatório Acarape do Meio no período de 2014 a 2018.



Fonte: O autor (2021).

As profundidades (percentuais da máxima de capacidade) no Acarape do Meio tiveram pouca variação, a média foi de 54% para o período úmido e de 57% para o de estio, com CV de 11% para ambos os períodos Apêndice A. Em 2018.2 observou-se o maior percentual da série, 63,9% e o menor, de 46,5% ocorreu em 2015.1.

No que concerne a alterações do volume disponível dos reservatórios, tem-se que estes, conforme BARBOSA *et al.* (2012), quando localizados em regiões semiáridas são expostos à variação drástica no volume de água acumulada.

O volume dos reservatórios reduziu drasticamente durante os cinco anos analisados. O reservatório Jaburú I registrou redução de 17,27% de seu volume útil em 2016 quando aconteceu uma acentuada estiagem com precipitação média total de 110,9 mm. O Jaburú II em 2017 apresentou volume disponível de 0,35% e o Banabuiú registrou em (2015, 2016, 2017) rebaixamento drástico, com menor volume de 0,58% em 2016. Essa redução drástica pode está diretamente relacionada com a pouca ou ausente precipitação ao longo da série em estudo, além das elevadas taxas de evaporação verificadas (Figura 20b e Figura 21a). O Jaburú I e o Acarape do Meio também sofreram variações ao longo dos períodos sazonais, porém, com menos intensidade.

4.2 Nutrientes e clorofila *a*

4.2.1 Fósforo total (PT) e Nitrogênio total (NT)

Ao aferir os valores médios (período úmido) para os reservatórios estudados, os resultados refletem PT de: 30,00 (CV = 24); 596,00 (CV = 56); 130,00 (CV = 34) e 116,00 (CV = 54), para Jaburú I, Jaburú II, Banabuiú e Acarape do Meio, respectivamente. Para o período

de estio, os resultados mostram PT de: 26,00 (CV = 21); 662,00 (CV = 62); 100,00 (CV = 0) e 84,00 (CV = 59), para os mesmos reservatórios, respectivamente Tabelas 7 e 8. Observa-se que não houve diferença significativa (com base em ANOVA, $p > 0,05$) entre os resultados do primeiro e segundo semestres de cada ano para todos os reservatórios estudados.

Tabela 7 – Estatística descritiva dos parâmetros qualitativos de caracterização dos nutrientes nos reservatórios Jaburú I, Jaburú II, no período de 2014 a 2018.

JABURÚ I								
Parâmetro s ^a	Período úmido				Período de Estio			
	Máx.	Mín.	Média	CV	Máx.	Mín.	Média	CV
PT	40,000	20,000	30,000	24	30,000	20,000	26,000	21
NT	820,00	180,00	576,000	44	1240,00	690,00	844,00	27
CLA <i>a</i>	3,870	2,260	3,356	19	5,230	2,540	3,916	29
N/P	79,609	13,268	45,222	56	137,104	50,861	77,397	48
JABURÚ II								
PT	350,00	1160,00	596,000	56	1320,00	270,00	662,00	62
NT	9390,00	1010,00	3224,00	109	13200,00	1160,00	4852,00	100
CLA <i>a</i>	175,00	26,000	90,600	75	214,00	17,300	85,740	214
N/P	17,901	5,584	10,045	50	22,114	9,501	13,921	38

Fonte: O autor (2021).

^aUnidades: µg/L; CV= coeficiente de variação (%)

Verifica-se com base nas concentrações médias de PT, que apenas o Jaburú I atende os padrões recomendados pela resolução Conama nº 357/2005, onde o máximo permitido para ambientes lênticos classe II é de 30 µg/L. Os reservatórios Jaburú II, Banabuiú e Acarape do Meio, se mantiveram acima do valor recomendado pela referida legislação.

No Jaburú II, os valores de PT foram os mais elevados, com pico de 1.320,00 para o período de estio. No período úmido verifica-se valores máximos 1.160,00 Tabela 7. Mesmo com elevado coeficiente de variação, verifica-se que no teste ANOVA não houve diferença significativa (valor- $p = 0,787$) entre os períodos estudados. Destaca-se também que o Jaburú II ($3,85E+05$ Cél./mL) e o Banabuiú ($2,92E+05$ Cél./mL), apresentaram as maiores densidades médias de cianobactérias durante o período de estudo.

No Banabuiú as concentrações máximas de PT foram de 7.800,00 para o período úmido e de 100,00 para o período de estio, sem variação significativa (valor- $p = 0,172$) ao longo do estudo. Verifica-se valores máximos de PT para o Acarape do Meio, os resultados refletem que para o período úmido registrou-se 190,00 e mínimo de 50,00 Apêndice B, Tabela B1.

Diante das informações referentes ao uso e ocupação nas bacias, infere-se que as principais fontes de fósforo destes reservatórios são as contribuições internas e externas descrita

por (GUNKEL, 2012). As concentrações de PT estiveram mais associadas ao prolongamento da seca em alguns reservatórios. Como o influxo de água ao reservatório foi restrito ao período de chuvas, o aumento de P na coluna durante as estiagens sazonais, pode ser explicado pela sua ressuspensão a partir do sedimento.

Para Braga *et al.* (2015) a intensidade de desestabilização da coluna d'água é mais evidente com a redução no nível da água, que torna os açudes mais vulneráveis à ressuspensão de nutrientes e de matéria orgânica do sedimento. Estudos realizados por Sondergaard e colaboradores (2003) afirmam que a reserva de P no sedimento é cerca de 100 vezes maior que o valor presente na água, logo, a concentração de P presente na água depende sobremaneira das interações água-sedimento. É primordial destacar que os reservatórios Jaburú II e Banabuiú tiveram maiores reduções da fração do volume disponível durante o período do estudo.

Bitencourt-Oliveira *et al.* (2012) demonstram que há relação direta entre as concentrações de fósforo na coluna d'água e o aumento da produtividade dos ambientes aquáticos. Além do fósforo, o nitrogênio também é essencial na manutenção do metabolismo de sistemas aquáticos, é utilizado na síntese de DNA, RNA e proteínas, além de limitante a produção primária (HENRICH-PRAST *et al.*, 2008).

Ao analisar os valores médios (período úmido) para os reservatórios estudados, os resultados refletem NT de: 576,00 (CV = 44); 3.224,00 (CV = 109); 3.750,00 (CV = 69) e 1.330,000 (CV = 45), para Jaburú I, Jaburú II, Banabuiú e Acarape do Meio, respectivamente.

Os valores médios (período estio) para os reservatórios avaliados apontam NT de: 844,00 (CV = 27); 4.852,00 (CV = 100); 2.020,00 (CV = 42) e 1.184,00 (CV = 47), para Jaburú I, Jaburú II, Banabuiú e Acarape do Meio, respectivamente Tabelas 7 e 8.

Tabela 8 – Estatística descritiva dos parâmetros qualitativos de caracterização dos nutrientes nos reservatórios Banabuiú e Acarape do Meio, no período de 2014 a 2018.

BANABUIÚ								
Parâmetros ^a	Período úmido				Período de Estio			
	Máx.	Mín.	Média	CV	Máx.	Mín.	Média	CV
PT	200,00	100,00	130,00	34	100,00	100,00	100,00	0
NT	7800,00	1300,00	3750,00	69	3100,00	1300,00	2020,00	42
CLA <i>a</i>	51,150	13,100	28,040	52	59,350	2,150	32,680	67
N/P	172,486	28,748	67,999	87	68,552	28,748	44,669	42
ACARAPE DO MEIO								
PT	190,000	50,000	116,000	54	150,000	30,000	84,000	59
NT	2020,000	680,000	1330,000	45	1940,000	700,000	1184,000	47
CLA <i>a</i>	91,260	12,050	34,678	96	42,760	9,370	20,078	72
N/P	33,170	22,587	27,087	17	68,552	22,114	36,635	51

Fonte: O autor (2021).

^aUnidades: µg/L; CV= coeficiente de variação (%)

A magnitude dos resultados indica que o ambiente é perturbado e recebe uma sobrecarga de NT, provavelmente, de origem antrópica. Os valores mais elevados de NT ocorreram no período de estio, cuja precipitação foi abaixo da média e a fração do volume disponível no reservatório foi a mais baixa, para quase todos os períodos de estudo, exceto 2015.2 (Jaburú I e Banabuiú) que foi classificado acima da média histórica Tabela 6. Os valores elevados de NT observados para o sistema estão associadas a cargas alóctones (bacia de drenagem), e podem enquadrá-lo em ambientes altamente impactados.

As maiores concentrações de NT, no Jaburú II, foram de 13.200, período de estio e variaram de 9.390, maior valor e 1.010 menor valor, período úmido. O teste da ANOVA (valor- $p = 0,561$) foi sem diferenças significativas entre os períodos sazonais.

No Banabuiú as concentrações de NT se mantiveram entre 7.800 (2016.1) e 1.300 (2015.2) com médias de 3.750 e 2.020, Tabela 8 considerando períodos úmido e de estiagem. O teste ANOVA também não apontou variações significativas nas concentrações de NT (valor- $p = 0,195$) para os períodos sazonais no Banabuiú.

Tais variações não apresentaram nenhum padrão característico, apesar das alterações ao logo do estudo. Certamente o aporte de nutrientes é oriundo das cargas provenientes de áreas difusas de cultivos agrícolas e atividades pecuárias, visto que se constatou nessas localidades áreas bastantes antropizadas, sendo os mesmos conduzidos ao corpo hídrico pelo processo de escoamento superficial. Além do mecanismo de carga interna já citados anteriormente.

4.2.2 Relação Nitrogênio Total (NT)/Fósforo Total (PT)

Para Green e Finlay (2010) o nitrogênio e o fósforo são nutrientes limitantes dos corpos d'água consumidos pelo fitoplâncton em uma razão molar média N:P de 10:1. A limitação por nutrientes pode ser avaliada através das razões entre as concentrações dos elementos, especialmente nitrogênio total e fósforo total (N:P), no corpo d'água em que os organismos estão crescendo.

Diferentes razões entre os nutrientes foram propostas por Redfield *et al.* (1958), e confirmadas por Smith (1979) e Guildford e Hecky (2000), de forma que a razão N:P acima de 21:1, implicam numa limitação por P, enquanto razões abaixo de 13:1 sugerem uma limitação por N e razões intermediárias indicam que N e P colimitam o crescimento fitoplanctônico.

Nesse estudo considerou-se que as razões molares $N/P > 50$, o P é limitante, para razões $20 \leq N/P \leq 50$, o P e o N são colimitantes e, para razões $N/P < 20$, o N é limitante (GUILDFORD; HECKY, 2000).

No reservatório Jaburú I, observa-se que o P se manteve limitante durante todo o período de estio. Somente em 2014.1, período úmido esteve limitado pelo N e apresenta colimitação para N e P em dois períodos úmidos (2016.1 e 2018.1). Já o Jaburú II apresenta-se quase que totalmente limitado pelo N, com exceção do período 2016.2 Tabela 9. Com base no teste ANOVA não houve diferenças significativas ($\text{valor-}p = 0,269$) entre os períodos sazonais para o Jaburú II. Destaca-se que mesmo quando o nitrogênio é fator limitante, a produção primária pode se manter elevada uma vez que este nutriente é abundante na atmosfera e pode ser fixado pelo fitoplâncton (Xu *et al.*, 2010).

Tabela 9 – Razão molar (N/P) e classificação quanto ao nutriente limitante nos reservatórios do semiárido cearense no período de 2014 a 2018.

Período	Jaburú I	Jaburú II	Banabuiú	Acarape do Meio
	13,268	11,183	38,699	23,510
2014.1	N Limitante	N Limitante	P Limitante	Colimitantes
	54,547	9,825	33,170	23,588
2014.2	P Limitante	N Limitante	P Limitante	Colimitantes
	79,609	5,584	28,748	22,587
2015.1	P Limitante	N Limitante	Colimitantes	Colimitantes
	137,104	11,917	28,748	35,750
2015.2	P Limitante	N Limitante	Colimitantes	Colimitantes
	34,645	9,744	172,486	33,170
2016.1	Colimitantes	N Limitante	P Limitante	Colimitantes
	50,861	22,114	68,552	33,170
2016.2	P Limitante	Colimitantes	P Limitante	Colimitantes
	60,444	17,901	49,203	26,094
2017.1	P Limitante	N Limitante	Colimitantes	Colimitantes
	53,810	16,250	61,918	22,114
2017.2	P Limitante	N Limitante	P Limitante	Colimitantes
	38,146	5,811	50,861	30,074
2018.1	Colimitantes	N Limitante	P Limitante	Colimitantes
	90,665	9,501	30,959	68,552
2018.2	P Limitante	N Limitante	Colimitantes	P Limitante

Fonte: O autor (2021).

Cotovicz Júnior (2013) destaca que ambientes com razões N/P baixas são indicativos de eutrofização o que contribui para florações de cianobactérias visto que o

crescimento do fitoplâncton torna-se limitado pela disponibilidade relativa do nitrogênio favorecendo o crescimento de espécies capazes de fixar o nitrogênio atmosférico.

Nos estudos de Araújo (2009) o N foi considerado o nutriente limitante para a comunidade fitoplanctônica (período 2008-2009) no reservatório Eng. Armando Ribeiro Gonçalves (RN) sobre diferentes condições de luz.

No Banabuiú, com exceção do ano de 2015 e 2018.2, todos os períodos (úmido e estio) foram limitados pelo P. No ano de 2015 foram colimitantes para N e P. Mas, no Acarape do Meio, com exceção do ano de 2018.2, todos os períodos foram colimitantes, para N e P como denota a Tabela 9. No entanto, não houve diferença significativa para o Banabuiú (valor- $p = 0,424$) e Acarape do Meio (valor- $p = 0,301$) entre os períodos amostrados.

Freitas *et al.* (2011) analisaram na bacia hidrográfica do açude Cruzeta (RN) as razões (atômica) N:P que estiveram frequentemente abaixo de 16:1 sugerindo uma limitação por nitrogênio. Da Silva (2014) constatou no reservatório Marengo (Madalena-CE), relação média N: P de 30:1, a qual situa-se dentro da faixa ótima (8:1 a 45:1) estimada por Klausmeier *et al.* (2004).

Huszar *et al.* (2006) confrontaram sistemas tropicais e subtropicais com temperados e não comprovaram uma forte limitação do crescimento fitoplanctônico por N, sugerindo que lagos tropicais podem variar na limitação por N, P, co-limitação, como observado nesta pesquisa para o referido período de estudo.

Contudo, a determinação da relação NT/PT permitiu investigar o nutriente limitante dos reservatórios. No Jaburú II a limitação foi da fração molar nitrogenada com razões médias de 9,8 (N/P < 10), sendo este mais um indicador da eutrofização do Jaburú II e com previsão de florações de cianobactérias.

4.3 Estrutura da comunidade fitoplanctônica com ênfase em cianobactérias

4.3.1 Composição do fitoplâncton nos reservatórios do semiárido cearense

a) Biomassa

No Jaburú I as concentrações de clorofila *a* do fitoplâncton apresentaram-se mais elevadas durante o período de estiagem 5,230 $\mu\text{g/L}$ ($\mu = 3,916 \mu\text{g/L}$) e no período úmido verifica-se máximo de 3,879 $\mu\text{g/L}$ ($\mu = 3,356 \mu\text{g/L}$) Tabela 8. A clorofila-*a* é o principal

pigmento responsável pela fotossíntese, portanto, um valioso indicador do estado trófico de um ecossistema. Para Salas e Martino (2001), na classificação de estado trófico de lagos tropicais, valores de clorofila-*a* entre 5,0 e 10,0 µg/L são indicadoras de ambientes mesotróficos.

No Jaburu II verificou-se concentrações médias de 85,740 µg/L para o período de estiagem e 90,600 µg/L para o período úmido. As maiores concentrações de clorofila *a* (max. 214,00 µg/L período de estio) neste reservatório podem estar associadas às maiores concentrações de nutrientes, com distribuição relacionada com a sazonalidade da chuva. É possível também relacionar as elevadas concentrações de cianobactérias (1,76E+07 Cél./mL) observadas no mesmo período.

Para o Banabuiú as concentrações médias de clorofila-*a* variaram de 32,680 µg/L (período de estiagem) e 28,040 µg/L (período úmido). Já no Acarape do Meio, as concentrações médias de clorofila-*a* foram de 34,678 µg/L e 20,078 µg/L para os períodos úmido e de estiagem, respectivamente Tabela 8.

O reservatório Jaburú I apresentou os valores mais baixos de clorofila-*a* quando comparados aos reservatórios, Jaburú II, Banabuiú e Acarape do Meio. As maiores concentrações de clorofila-*a* registradas no período total do estudo foi no Jaburú II durante o período de estiagem, e coincidiram com a maior densidade fitoplanctônica de cianobactérias, também observada nesse período, como era de se esperar.

Os resultados obtidos de clorofila-*a*, neste estudo, não demonstraram um padrão temporal nem sazonal de variação. Foram registrados altos valores de clorofila-*a* no período úmido e também no período de estio. Os valores elevados de clorofila-*a* demonstram uma possível relação com as concentrações de nutrientes registradas nos reservatórios no mesmo período, o que pode ter favorecido o crescimento da comunidade fitoplanctônica, principalmente as cianobactérias.

b) Composição florística e riqueza de espécies

Nas estações sazonais (úmida e de estiagem) dos reservatórios analisados registrou-se na comunidade fitoplanctônica, sete divisões a saber: Cyanophyceae, Chlorophyceae, Cryptophyceae, Bacillariophyceae (diatomáceas), Euglenophyceae, Zygnematophyceae e Dinophyceae, com um total de 194 táxons. As espécies inventariadas no Acarape do Meio (66), Banabuiú (44), no Jaburú I (40) e no Jaburú II (44) incluem nível genérico e específico. As

categorias taxonômicas estiveram distribuídas em 7 divisões, 28 ordens, 46 famílias e 61 gêneros, com 18 espécies identificadas.

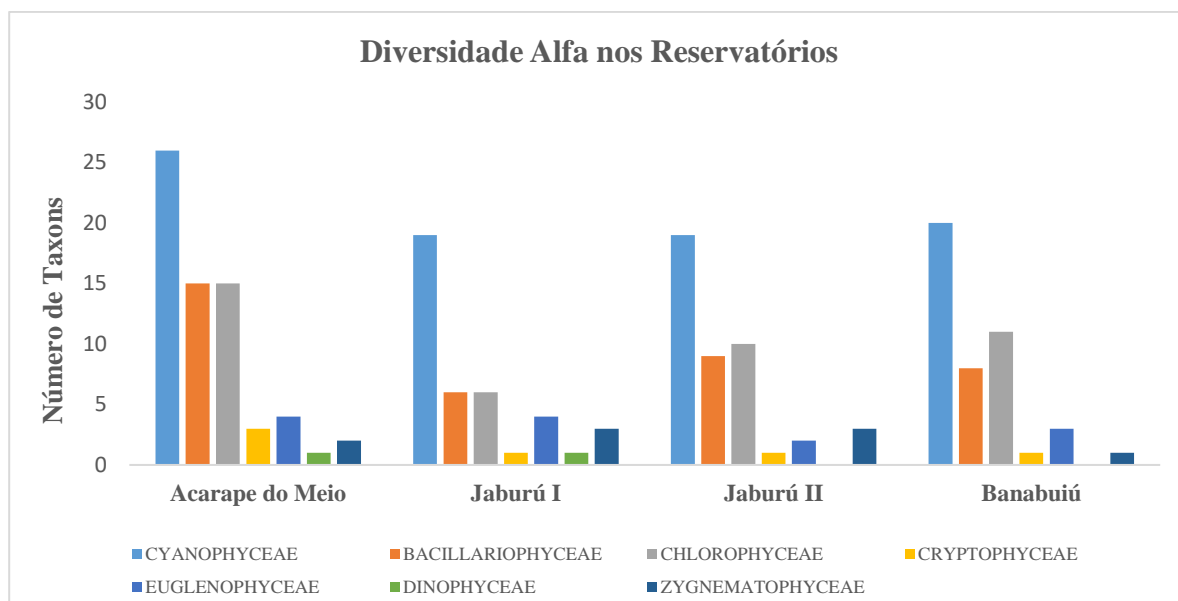
Comparando com ambientes límnicos do semiárido, Câmara *et al.* (2009) catalogaram no açude Arnaldo Ribeiro-RN, 42 táxons. Melo *et al.* (2012) listou em reservatórios da Paraíba-PB no açude Soledade, 141 táxons e no Taperoá II, 154 táxons para a comunidade fitoplanctônica.

Um dos aspectos mais relevantes observados nos reservatórios cearenses, assim como nos reservatórios mencionados, foi a elevada frequência de cianobactérias, especificamente filamentosas (*Dolichospermum* sp., *Oscillatoria* sp., *Raphidiopsis raciborskii*, *Aphanizomenon* sp. *Anagnostidinema* sp. *Planktothrix* sp.), fato este esperado para regiões de clima tropical, segundo Hong *et al.* (2015), essa dominância pode persistir todo o ano, principalmente em águas naturais e quentes como no semiárido.

A riqueza total de espécies na composição da comunidade fitoplanctônica para todos os reservatórios analisados, durante o período de 2014 a 2018, foi representada por 79 táxons (Tabela 8). A divisão com maior riqueza de espécies foi a Cyanophyceae (com 31 táxons), na sequência a divisão Chlorophyceae (com 20 táxons). A Bacillariophyceae foi representada por 16 táxons, Euglenophyceae por seis táxons, Zygnematophyceae, por quatro táxons, Cryptophyceae, por três táxons e Dinophyceae por uma espécie. As categorias taxonômicas estiveram distribuídas em 7 divisões, 28 ordens, 46 famílias e 61 gêneros, com 18 espécies identificadas (Apêndice C).

A riqueza de espécies por amostragem (diversidade alfa) está representada na Figura 28. Destaca-se que o Acarape do Meio (66 táxons) contribuiu com a maior diversidade fitoplanctônica dentre os reservatórios do estudo no semiárido cearense.

Figura 28. Variação anual da riqueza de espécies fitoplanctônicas nos quatro reservatórios no semiárido cearense no período de 2014 a 2018.



Nas regiões tropicais onde a precipitação ocorre apenas em alguns meses de cada ano, os volumes dos reservatórios podem ser drasticamente alterados, causando perturbações na coluna d'água e na comunidade aquática. Estes distúrbios têm forte influência na composição e biomassa fitoplanctônica (LINS *et al.*, 2017; CÂMARA *et al.*, 2015).

As divisões mais representativas foram Cyanophyceae e Chlorophyceae seguida da Bacillariophyceae. Nos reservatórios Jaburú I, Jaburú II e Banabuiú a divisão Cyanophyceae apresentaram as maiores densidades com frequências superiores a 90%. Apenas no Acarape do Meio a maior representação foi de Bacillariophyceae com 57% de frequência.

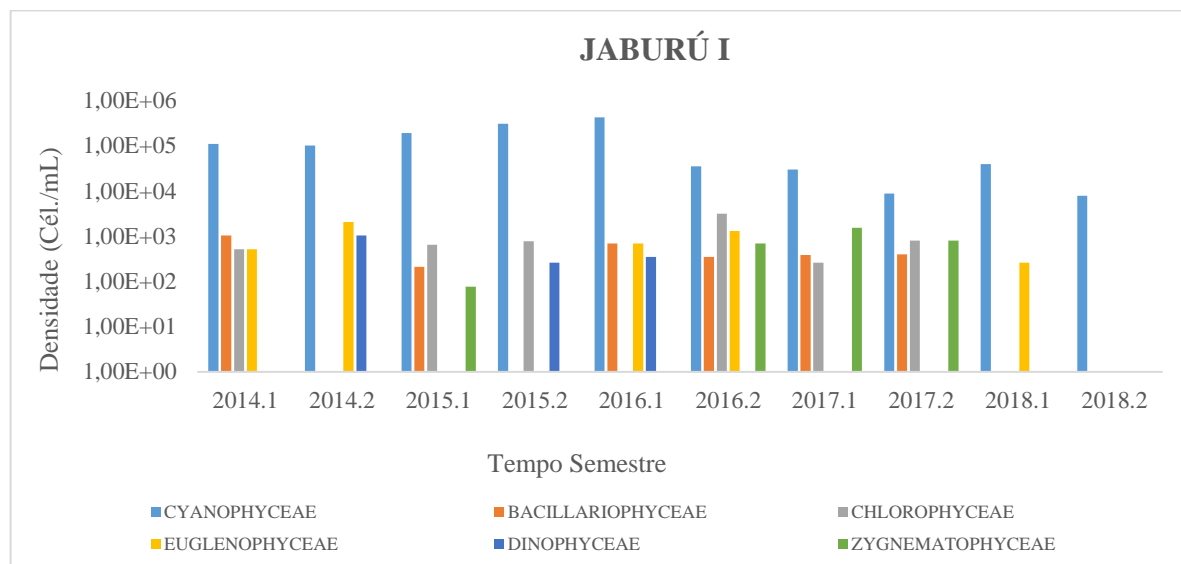
Silva (2015) identificou na zona lacustre do reservatório Castanhão (CE) durante 2012 e 2013, seis classes taxonômicas da comunidade fitoplanctônica, Cyanophyceae, Chlorophyceae, Bacillariophyceae, Zygnemaphyceae, Coscinodiscophyceae e Xanthophyceae. Nos estudos de Cardoso *et al.* (2017) na bacia do Rio Piranhas-Açu, as cianobactérias contribuíram com as maiores densidades em todas as estações, com dominância superior a 50%. Ratificado também com os estudos realizados na mesma bacia por Costa *et al.* (2006; 2009) e Panosso *et al.* (2007).

c) Densidade total

A densidade total dos indivíduos registrados nos quatro reservatórios cearenses foi $2,78E+07$ Cél./mL durante o período de 2014 a 2018. No Jaburú I as três primeiras divisões com maiores densidades foram: Cyanophyceae ($1,E+06$ Cél./mL), Figura 29, Chlorophyceae ($6,E+03$ Cél./mL) e Euglenophyceae ($5,E+03$ Cél./mL). Contudo, a divisão Cyanophyceae foi

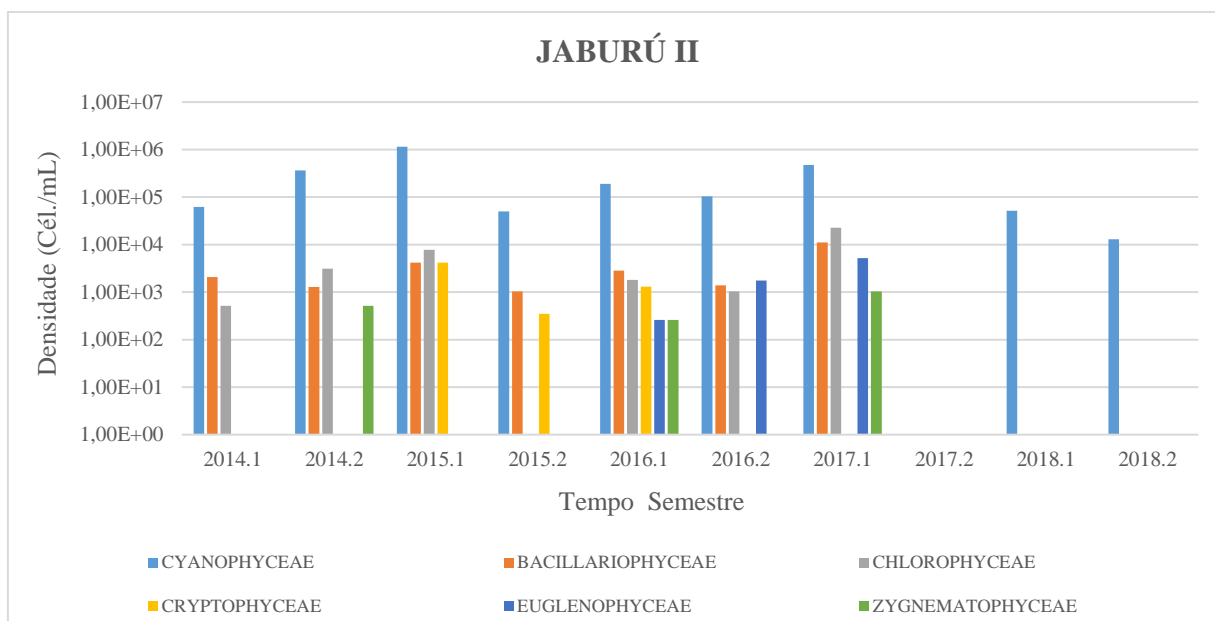
a mais representativa, com destaque em *Microcystis* sp. ($3, E+05$ Cél./mL), *Planktolyngbya* sp. ($5, E+04$ Cél./mL), e *Cylindrospermopsis* sp. ($1, E+05$ Cél./mL) Tabela D1 do Apêndice D.

Figura 29 - Densidade da comunidade fitoplanctônica no reservatório Jaburú I, estado do Ceará, Brasil durante o período de 2014 a 2018.



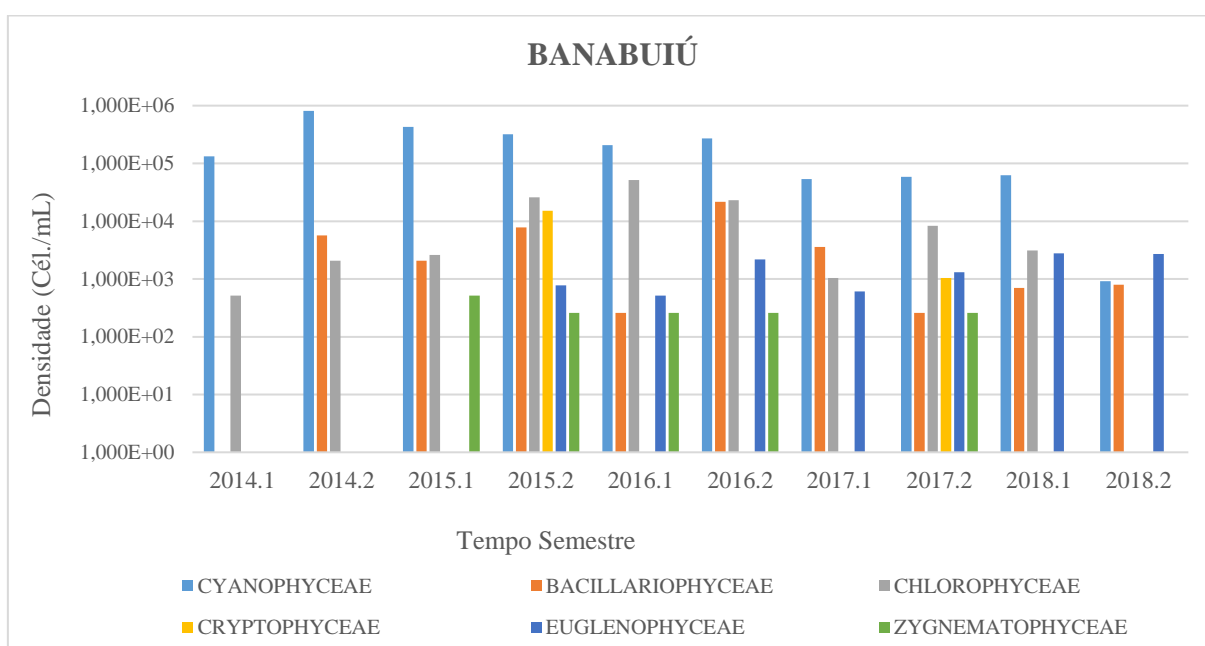
Para o Jaburú II as divisões com maiores densidades foram Cyanophyceae ($2, E+06$ Cél./mL), Chlorophyceae ($4, E+04$ Cél./mL) e Bacillariophyceae ($2, E+04$ Cél./mL) Figura 30. Observa-se que a representação maior foi de Cyanophyceae, porém, com destaque para os gêneros *Dolichospermum* sp. ($6, E+05$ Cél./mL), *Microcystis* sp. ($5, E+05$ Cél./mL) e *Pseudanabaena* sp. ($4, E+05$ Cél./mL). A estatística descritiva está representada na Tabela D1 do Apêndice D.

Figura 30 - Densidade da comunidade fitoplanctônica no reservatório Jaburú II, estado do Ceará, Brasil durante o período de 2014 a 2018.



No Banabuiú a densidade total foi a segunda maior dentre os quatros reservatórios estudados com cerca de $2,54E+06$ Cél./mL) Tabela 8. As principais divisões foram Cyanophyceae ($2,E+06$ Cél./mL), Figura 31, Chlorophyceae ($1,E+05$ Cél./mL) e Bacillariophyceae ($4,E+04$ Cél./mL), A *Microcystis* sp. ($1,E+06$ Cél./mL) se apresentou com maior densidade seguida da *Pseudanabaena* sp. ($5,E+05$ Cél./mL).

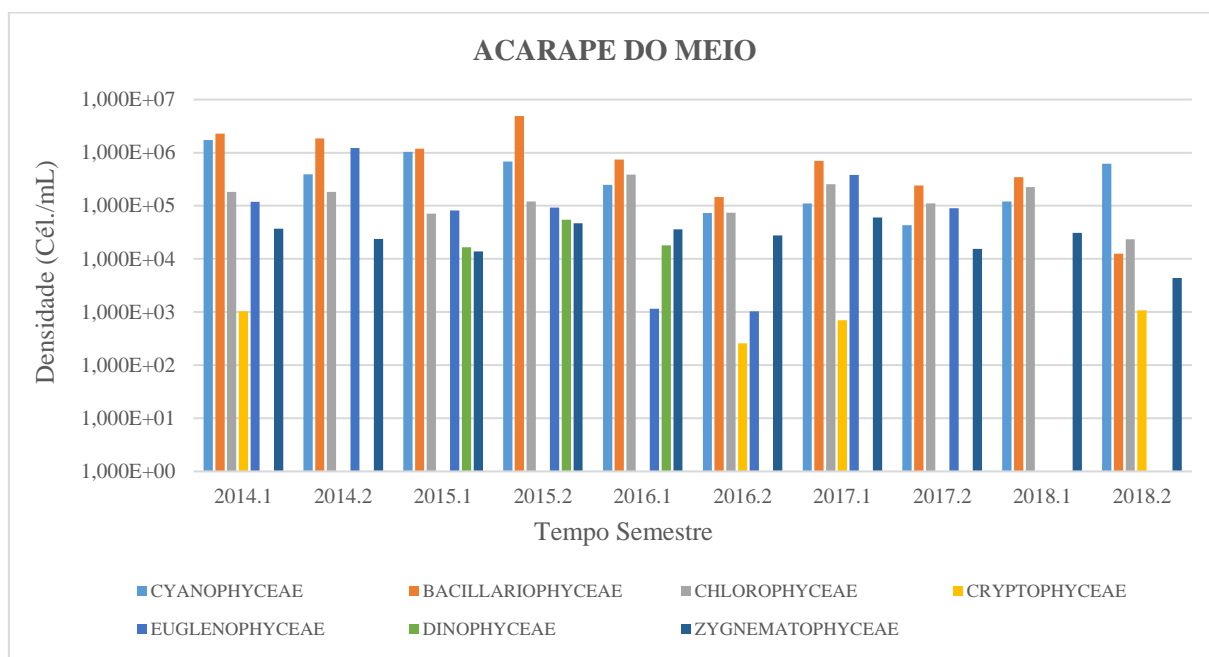
Figura 31 - Densidade da comunidade fitoplantônica no reservatório Banabuiú, estado do Ceará, Brasil durante o período de 2014 a 2018.



O Acarape do Meio apresenta maior densidade dentre os demais, cerca de $2, \times 10^7$ Cél./mL. As divisões de maior destaque foram a Bacillariophyceae ($1, \times 10^7$ Cél./mL), Cyanophyceae ($5, \times 10^6$ Cél./mL) e Euglenophyceae ($2, \times 10^6$ Cél./mL) Figura 32. Dentre as diatomáceas a maior densidade foi *Coscinodiscus* sp. ($1, \times 10^7$ Cel./mL) seguido de *Navicula* sp. ($2, \times 10^6$ Cel./mL). Silva *et al.* (2011) registraram a presença de *Coscinodiscus* sp. no lago Azul, Município de Marechal Deodoro - Alagoas.

As microalgas do gênero *Coscinodiscus* não são tóxicas, no entanto, em florações podem reduzir a concentração de oxigênio da água provocando morte de peixes ou a migração deles para outras áreas (LOBO, 2001).

Figura 32 - Densidade da comunidade fitoplantônica no reservatório Acarape do Meio, estado do Ceará, Brasil durante o período de 2014 a 2018.



Algumas espécies do gênero *Navicula* sp. são cosmopolitas, encontradas em ambientes eutróficos e hipereutróficos com alta condutividade, considerada boa indicadora de atividades antropogênicas (LANGE-BERTALOT, 2001).

As maiores densidades foram registradas no período seco, a divisão Cyanophyceae esteve predominante, representando mais 90% da densidade total. Para Arfi (2005) as maiores biomassas algais ocorrem quando os níveis dos reservatórios estão baixos. No entanto, a chuva pode elevar o nível de sistemas límnicos, reduzindo a disponibilidade de luz e a biomassa algal,

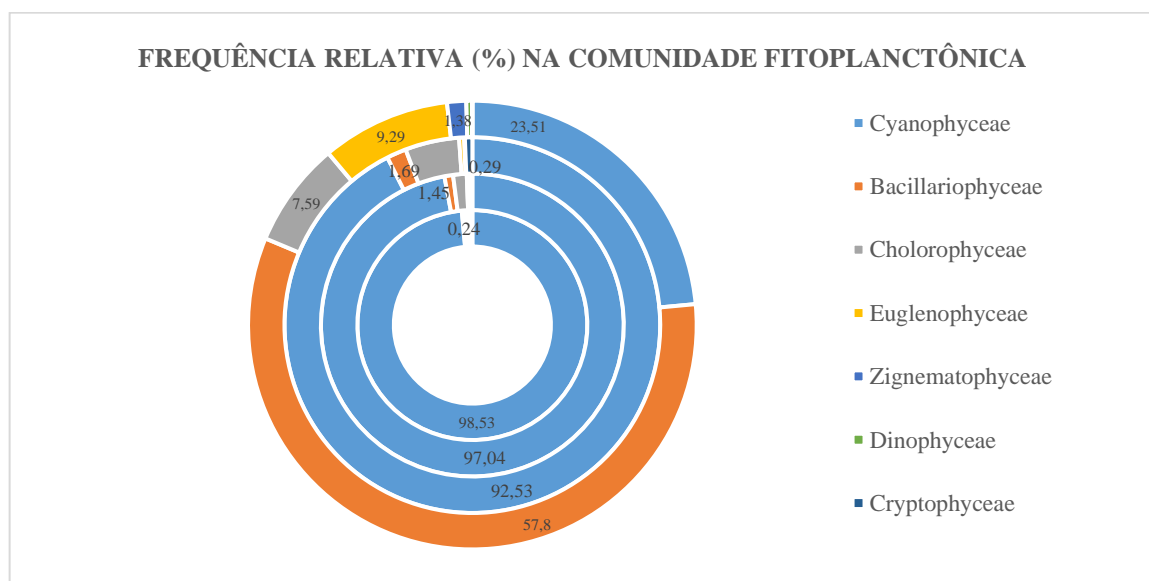
gerando alterações na composição das diferentes associações de algas em sistemas tropicais (CHELLAPPA; BORBA; ROCHA, 2008; DANTAS *et al.*, 2008).

d) Frequência relativa

Durante o estudo evidencia-se uma predominância da divisão Cyanophyceae. No reservatório Jaburú I a frequência relativa das Cyanophyceae foi de 98,5%, com três espécies em destaque, *Microcystis* sp. (26,13%) *Planktolyngbya* sp. (18,79%) *Raphidiopsis* sp. (12,35%), cuja densidades ($1,26E+06$) foram superiores as demais espécies.

Para o Jaburú II a frequência relativa das Cyanophyceae foi de 97,04% com predominância de *Dolichospermum* sp. (28,17%), *Microcystis* sp. (20,37%) e *Pseudanabaena* sp. (17,53%), representando as maiores densidades ($2,43E+06$). Destaca-se que este reservatório apresentou baixa relação N/P estando limitado pelo nitrogênio no período de estudo. No Banabuiú a frequência relativa de Cyanophyceae foi de 92,53% com densidade de ($2,35E+06$), com 50,88% de *Microcystis* sp., seguido de *Pseudanabaena* sp. (21,24%). No Acarape do Meio, a maior frequência foi de Bacillariophyceae (57,8%) com densidade de ($1,24E+07$), com representações de 81,5% de *Coscinodiscus* sp.. Em seguida destacou-se a Cyanophyceae (23,51%) referente a densidade ($5,05E+06$), com o táxon *Raphidiopsis* sp. (28,3%). A Figura 33 exibe as frequências relativas para os quatro reservatórios em estudo.

Figura 33 – Frequência relativa das divisões na comunidade fitoplanctônica nos reservatórios cearense, estado do Ceará, Brasil durante o período de 2014 a 2018.



A diatomácea *Coscinodiscus* sp. foi o táxon que apresentou as maiores densidade de $1,01E+07$, possivelmente neste reservatório está ocorrendo florações. Neste gênero está contido espécies que são potencialmente tóxicas, como *Coscinodiscus wailesii*, porém, são espécies marinha com florações tóxicas (SANTOS, 2018; PROCOPIAK *et al.* 2006). As diatomáceas são caracterizadas por apresentarem parede celular com frústula composta por cerca de 95% de sílica. Composto que necessitam obrigatoriamente para se reproduzirem (REYNOLDS *et al.*, 1983).

Se constatada a presença da sílica nas águas do Acarape do Meio devido a atividade de mineração do calcário dolomítico existentes nos municípios de Redenção e Acarape, é possível compreender as maiores densidades de diatomáceas. Possivelmente a turbidez mineral no Acarape do Meio explica as maiores densidades e frequências de diatomáceas. Armstrong e Brasier (2005) afirmam ainda que as alterações de nível da coluna d'água em lagos e reservatórios, mudanças na química da água, especialmente pH, enriquecimento nutricional e salinidade contribuem para a maiores densidade de diatomáceas.

Conforme Hall e Smol (1999) as alterações climáticas, como secas, também refletem no processo, pois ao reduzir o volume da massa d'água, concentram os nutrientes e sais dissolvidos. Conforme Torres *et al.* (2006) a solubilidade da sílica cresce com o aumento do pH, enquanto a do carbonato diminui, de modo que a silicificação do carbonato só ocorre quando algum processo promove a diminuição do pH, como o catabolismo aeróbio.

e) Frequência de ocorrência

A sinopse referente à frequência de ocorrência das espécies registradas nos reservatórios cearenses (Jaburú I, Jaburú II, Banabuiú e Acarape do Meio) encontram-se representados na Tabela 10. A *Raphidiopsis raciborskii* (79%) e *Microcystis* spp. (77%) se apresentaram como muito frequente. Os táxons, *Oscillatoria* sp. (41%), *Aulacoseira* sp. (41%) e *Monoraphidium contortum* (49%) se apresentam como frequente, presente em todos os reservatórios. Observa-se ainda que 41 táxons classificou-se como pouco frequente e os demais, 34 táxons foram consideradas espécies raras.

As maiores densidades registradas foram de *Microcystis* sp. ($2,0E+06$ Cél./mL), *Raphidiopsis* sp. ($2,0E+03$ Cél./mL), *Monoraphidium contortum* ($1,0E+03$ Cél./mL), *Pseudanabaena* sp. ($7,17E+02$ Cél./mL) e *Dolichospermum* sp. ($7,17E+02$ Cél./mL), tais espécies ocorreram em todos os reservatório. Conforme Wang *et al.* (2016), as espécies *Dolichospermum* sp. e *Microcystis* sp. são produtoras de toxinas, e o gênero *Microcystis* sp

produz microcistinas sendo capaz de produzir compostos que podem conferir sabor e odor a água, como a geosmina e 2-metilisoborneol.

Tabela 10 - Densidade e frequência de ocorrência dos táxons fitoplanctônicos nos reservatórios localizados no semiárido cearense no período de 2014 a 2018, Porcentagem de Ocorrência (%).

DIVISÕES	RESERVATÓRIOS							
	TÁXONS	Acarape do Meio	Banabuiú	Jaburú I	Jaburú II	Frequência	Classificação	Densidade (10 ³)
CYANOPHYCEAE								
	<i>Dolichospermum sp.</i>	x	x	x	x	36%	PF	890
	<i>Aphanizomenon sp.</i>	x	x	x	x	26%	PF	110
	<i>Aphanizomenon spp</i>	x	-	-	-	3%	R	2
	<i>Aphanocapsa sp.</i>	x	x	x	x	23%	PF	281
	<i>Aphanothece sp.</i>	x	x	x	x	38%	PF	156
	<i>Chroococcus dispersus</i> (Keissler Lemmermann)	x	x	x	x	31%	PF	21
	<i>Cuspidothrix sp.</i>	x	-	-	-	18%	PF	23
	<i>Cylindrospermum sp.</i>	x	x	-	x	26%	PF	110
	<i>Anagnostidinema sp.</i>	x	x	x	x	21%	PF	51
	<i>Gloeothece sp.</i>	x	-	-	x	8%	R	6
	<i>Lyngbya limnetica</i> (Lemmermann)	x	x	x	x	23%	PF	281
	<i>Merismopedia punctata</i> (Meyen)	x	x	x	x	31%	PF	21
	<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing)	x	x	x	-	23%	PF	281
	<i>Microcystis muscicola</i> (Meneghini; Elenkin)	x	-	x	-	5%	R	47
	<i>Microcystis spp</i>	x	x	x	x	18%	PF	23
	<i>Microcystis sp.</i>	x	x	x	x	77%	MF	2267
	<i>Oscillatoria sp.</i>	x	x	x	x	41%	F	51
	<i>Phormidium sp.</i>	x	-	-	-	3%	R	2
	<i>Planktolynghya sp.</i>	x	x	x	x	15%	PF	3
	<i>Planktothrix sp.</i>	x	x	x	x	21%	PF	51
	<i>Planktothrix agardhii</i> (Anagnostidis e Komárek)	x	-	-	-	8%	R	6
	<i>Pseudanabaena catenata</i> (Lauterborn)	x	-	-	-	5%	R	47
	<i>Pseudanabaena mucicola</i> (Naumann e Huber-Pestalozzi)	x	-	-	-	3%	R	2
	<i>Pseudanabaena sp.</i>	-	x	x	x	28%	PF	717
	<i>Pseudanabaena sp.1</i>	-	x	-	-	3%	R	2
	<i>Raphidiopsis raciborskii</i> (Woloszynska); Aguilera; Go´mez)	x	x	x	x	79%	MF	2045
	<i>Romeria sp.</i>	x	x	-	x	21%	PF	51
	<i>Spirulina sp.</i>	x	x	x	x	21%	PF	51
	<i>Snowella sp.</i>	-	-	x	-	3%	R	2
BACILLARIOPHYCEAE								
	<i>Amphipleura pelucida</i>	x	-	x	x	8%	R	6
	<i>Amphiprora sp.</i>	x	-	-	-	3%	R	2
	<i>Amphora sp.</i>	x	-	-	-	3%	R	2

Continua...

<i>Asterionella</i> sp.	-	-	-	x	3%	R	2
<i>Aulacoseira</i> sp.	x	x		x	41%	F	51
<i>Aulacoseira</i> sp1.	x	x	-	x	8%	R	3
<i>Coscinodiscus</i> sp.	x	x	x	-	31%	PF	21
<i>Cyclotella</i> sp.	x	x	x	x	36%	PF	12
<i>Cymbella</i> sp.	x	-	-	-	23%	PF	281
<i>Diatoma</i> sp.	x	-	-	-	3%	R	2
<i>Fragilaria</i> sp.	x	-	-	-	3%	R	2
<i>Melosira</i> sp.	x	x	x	x	18%	PF	23
<i>Navicula</i> sp.	x	x	-	x	13%	PF	143
<i>Nitzschia</i> sp.	x	-	x	x	13%	PF	143
<i>Pinnularia</i> sp.	x	x	-	-	13%	PF	143
<i>Synedra</i> sp.	x	x	x	x	21%	PF	51
CHLOROPHYCEAE							
<i>Actinastrum</i> sp.	x	-	-	x	5%	R	2
<i>Ankistrodesmus</i> sp.	x	x	-	-	8%	R	6
<i>Chlamydomonas</i> sp.	x	-	-	-	3%	R	2
<i>Chlorella</i> sp.	x	-	-	-	5%	R	6
<i>Coccomyxa</i> sp.	x	x	x	x	10%	PF	9
<i>Coelastrum</i> sp.	x	-	-	x	8%	R	6
<i>Coelosphaerium</i> sp.	x	x	-	-	5%	R	47
<i>Crucigenia</i> sp.	-	x	-	x	8%	R	6
<i>Crucigeniella</i> sp.	-	x	-	-	3%	R	2
<i>Dictyosphaerium</i> sp.	x	x	x	x	21%	PF	51
<i>Golenkinia</i> sp.	-	-	x	-	5%	R	47
<i>Kirchneriella</i> sp.	x	x	x	x	10%	PF	9
<i>Micractinium</i> sp.	x	x	-	-	13%	PF	143
<i>Lagerheimia</i> sp.	-	x	-	-	3%	R	2
<i>Monoraphidium contortum</i> (Komárková-Legnerová)	x	x	-	x	49%	F	1343
<i>Oocystis</i> sp.	x	-	x	x	13%	PF	143
<i>Pediastrum</i> sp.	-	-	-	x	3%	R	2
<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerheim).	x	x	x	x	33%	PF	60
<i>Tetraedron minimum</i> (Hansgirg)	x	-	-	-	5%	R	47
<i>Westella</i> sp.	x	-	-	-	10%	PF	9
CRYPTOPHYCEAE							
<i>Cryptomonas marssonii</i>	x	x	x	x	18%	PF	23
<i>Cryptomonas</i> sp.	x	-	-	-	5%	R	47
<i>Rhodomonas</i> sp.	x	-	-	-	3%	R	2
EUGLENOPHYCEAE							
<i>Euglena acus</i> (Ehrenberg)	x	x	x	x	10%	PF	9
<i>Eutreptia</i> sp.	-	-	x	-	3%	R	2
<i>Lepocinlis</i> sp.	-	x	x	x	21%	PF	51
<i>Phacus</i> sp.	x	x	x	-	31%	PF	21
<i>Trachelomonas armata</i> (Ehrenberg; F.Stein).	x	-	-	-	5%	R	51
<i>Trachelomonas volvocina</i> (Ehrenberg)	x	-	-	-	21%	PF	47

DINOPHYCEA							
<i>Gymnodinium sp.</i>	x	-	x	-	15%	PF	3
ZYGNEMATOPHYCEAE							
<i>Closterium sp.</i>	x	x	x	x	31%	PF	21
<i>Cosmarium sp.</i>	x	-	x	-	31%	PF	21
<i>Staurastrum gracile</i> (Ralfs)	-	-	-	x	3%	R	2
<i>Staurodesmus sp.</i>	-	-	x	x	5%	R	47
TOTAL	66	44	41	43	-	-	-

Fonte: O autor, (2021) *Categorias Frequência de Ocorrência: Muito Frequente (MF), Frequente (F), Pouco Frequente (PF) e Rara (R).

Os lipopolissacarídeos (LPS) são componentes da membrana celular de bactérias e cianobactérias, são endotoxinas pirogênicas, capazes de produzir irritações na pele e alergias. Esses compostos são importantes especialmente nos locais com risco de exposição às células de cianobactérias, como à balneabilidade, além do abastecimento humano. Essas endotoxinas são liberadas para o meio externo por rompimento da parede celular, o que acontece por senescência das células ou sob a ação de algicidas, como o sulfato de cobre (CETESB, 2013).

As espécies destacadas em negrito na Tabela 10, são citadas na literatura como produtoras de toxinas ou outros metabólitos secundários que são liberados na coluna de água (KAMIYAMA e ARIMA, 1997; CHORUS e BARTRAM, 1999; VILLAC e TENENBAUM, 2001; FERNÁNDEZ- TEJEDOR *et al.*, 2004; KOMÁREK *et al.*, 2005; IGNATIADES e GOTSIS-SKRETAS, 2010; PROENÇA *et al.*, 2010, KOMÁREK *et al.*, 2014).

Na bacia do rio Piranhas-PB as espécies *Microcystis sp.* e *Cylindrospermopsis raciborskii* foram as mais expressivas em biomassa e mais frequentes (CRUZ, 2019). Estudos relatam que a presença da *Microcystis sp.* pode ser justificada por vários fatores como a temperatura, luz e nutrientes (WIENDER *et al.*, 2003). Barros *et al.* (2019) afirmam que a dominância de cianobactérias em reservatórios em meio semiárido pode ser explicada pela alta razão de N: P.

Na divisão Cyanophyceae, as principais espécies identificadas foram: *Planktothrix agardhii*, *Pseudanabaena catenata*, *Pseudanabaena mucicola*. Porém, as que foram registradas em todos os reservatórios e com maior frequência foi a *Raphidiopsis raciborskii* (79%), *Chroococcus dispersus* (31%) e *Lyngbya limnetica* (23%). No entanto, todas são consideradas espécies com potencial toxigênico (CRUZ *et al.*, 2018). Para Sant'anna *et al.* (2008), a espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* (atualmente denominada de *Raphidiopsis raciborskii*) é formadora de florações muito comum em ambientes de água doce, com distribuição tropical,

apresentando grande plasticidade fenotípica e é uma espécie potencialmente tóxica, com linhagens capazes de produzir saxitoxinas e neosaxitoxinas.

Na classificação dos grupos funcionais descrita por Reynolds *et al.* (2002) *Aphanocapsa* e *Microcystis* são típicas de águas enriquecidas com nutrientes, tolerantes a altas radiações e sensíveis a descargas. Bicudo e Menezes (2006) afirmam que estas espécies juntamente com *Planktolyngbya limnetica* são características de lagos e ambientes eutróficos.

Briand e colaboradores (2002) e Bonilla *et al.* (2012) apontaram que a *Raphidiopsis raciborskii* apresenta capacidade de tolerar elevadas temperaturas da água, baixas concentrações de nutrientes, baixa transparência da água e elevados valores de salinidade e pH. Briand *et al.* (2004) destaca ainda que a espécie *Raphidiopsis raciborskii* é capaz de dominar a comunidade fitoplânctonica, com vantagem seletiva sobre as demais espécies.

Na divisão Chlorophyceae, as espécies que ocorreram em todos os reservatórios foram: *Coccomyxa* sp. (10%), *Dictyosphaerium* sp. (21%), e *Scenedesmus acuminatus* (33%). Para Gentil *et al.* (2008) a presença das Chlorophyceae estão relacionadas com os períodos de maior disponibilidade de nutrientes, provenientes da ressuspensão do sedimento.

A espécie *Aphanizomenon* sp. apresentou frequência de 26%, classificada como pouco frequente com densidade de $1,10E+05$ Cél./mL, porém, esteve presente em todos os reservatórios do estudo. Segundo Reynolds (2006) essa espécie é característica de ambientes mesotróficos e com tolerância a deficiência de nitrogênio e carbono.

Na divisão Bacillariophyceae a *Cyclotella* sp. (36%), *Melosira* sp. (18%) e *Synedra* sp. (21%) foram classificadas como pouco frequente, e ocorreram em todos os reservatórios. A espécie *Cyclotella* sp. é típica de ambientes turbidos, rasos e enriquecidos (CRUZ, *et al.*, 2018).

f) Abundância relativa

Durante o estudo, nos quatro reservatórios cearenses nenhuma espécie foi classificada como dominante, com ocorrência em densidade superior a 50% da amostra. Considerando valores médios apenas 11,73%, o que corresponde a 38 táxons apresentou-se como abundante, destacando-se: Zygnematophyceae (*Cosmarium* sp.); Euglenophyceae (*Phacus* sp.); Cyanophyceae (*Romeria* sp., *Raphidiopsis* sp., *Pseudanabaena* sp., *Planktothrix* sp., *Oscillatoria* sp., *Microcystis* spp, *Lyngbya limnetica*, *Dolichospermum* sp., *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Geitlerinema* sp., *Anabaena* sp., *Aphanizomenon* sp.,

Aphanocapsa sp. e *Aphanothece* sp.); Bacillariophyceae (*Navicula* sp. e *Coscinodiscus* sp. e Chlorophyceae (*Monoraphidium contortum*).

O maior percentual, (62,66%), equivalente a 203 organismos, incluindo gêneros e espécies foram classificados como pouco abundante e 25,62%, equivalente a 83 organismos foram classificadas como espécies raras. Uma espécie é considerada rara quando seus indivíduos ocorrem em baixa frequência na natureza ou, também, porque sua área de distribuição é restrita. Ou ainda por constituir um único grupo vivente de toda uma linhagem evolutiva (SANO *et al.*, 2014).

A única espécie que se apresentou como abundante estando presente em todos os reservatórios foi a *Microcystis* spp.. Cepas tóxicas de *Microcystis* spp foram testada em camundongos enquadrando-se no grau de elevada toxicidade com valor de DL5024h de extrato seco (KURODA *et al.*, 2007). Os gêneros já identificadas como produtoras de hepatotoxinas estão incluídas nos gêneros *Microcystis*, *Anabaena*, *Nodularia*, *Oscillatoria*, *Nostoc* e *Cylindrospermopsis* (CARMICHAEL, 1994).

4.3.2 Índices Bióticos de diversidade, riqueza e dominância

Os Índices bióticos de diversidade e de dominância das espécies fitoplanctônicas identificadas nos reservatórios cearenses localizados no semiárido estão apresentados na Tabela 11 e Tabela 12. No Jaburú I e Jaburú II, considerando valores médios, a diversidade de Shannon-Wiener foi de 1,159 bits.cel⁻¹ e 1,122 bits.cel⁻¹ respectivamente, para o período úmido. Já no período de estiagem foi de 0,920 bits.cel⁻¹ e 1,097 bits.cel⁻¹, considerado de baixa diversidade para ambos os reservatórios. Com base no teste ANOVA não houve diferenças significativas (valor-*p* = 0,692; *p* = 0,745) entre os períodos sazonais para o Jaburú I e II, respectivamente.

O índice de Margalef expressa riqueza específica e estima a diversidade com base na distribuição numérica dos indivíduos das diferentes espécies, valores elevados indicam alta diversidade. No Jaburú I, a média no período úmido foi de 0,688 e no período de estio foi de 0,605. Tais índices classifica os reservatórios como de baixa riqueza. Não verificou-se diferença significativa (*p* = 0,016) entre os períodos úmido e de estiagem.

Tabela 11 – Índices bióticos computados para os reservatórios do semiárido cearense Jaburú I e Jaburú II no período de 2014 a 2018.

JABURÚ I					JABURÚ II				
Período	Shannon	Margalef	Simpson	*1-D	Período	Shannon	Margalef	Simpson	*1-D
2014.1	1,159	0,688	0,430	0,570	2014.1	1,122	0,813	0,404	0,596
2014.2	0,920	1,068	0,491	0,509	2014.2	1,550	0,823	0,887	0,113
2015.1	1,897	1,234	0,190	0,810	2015.1	1,122	1,477	0,425	0,575
2015.2	0,870	0,578	0,564	0,436	2015.2	2,100	1,750	0,165	0,835
2016.1	0,470	0,283	0,780	0,220	2016.1	0,822	0,369	0,532	0,468
2016.2	1,240	0,605	0,365	0,635	2016.2	1,097	0,859	0,417	0,583
2017.1	1,291	0,712	0,423	0,577	2017.1	1,785	1,656	0,300	0,700
2017.2	1,503	0,848	0,294	0,706	2017.2	1,054	0,863	0,425	0,575
2018.1	0,923	0,538	0,566	0,434	2018.1	1,158	0,897	0,536	0,464
2018.2	0,635	0,223	0,557	0,443	2018.2	0,694	0,211	1,000	0,000

Fonte: O autor, (2021). *1-D: Diversidade de Simpson

No Jaburú II o índice de Margalef foi de 0,897 (úmido) e de 0,859 (estio) conferindo para ambos os reservatórios uma diversidade muito baixa. Com valor ($p = 0,174$) observa-se que não houve diferença significativa entre os períodos analisados. Para Margalef uma diversidade igual a 5 é considerada uma diversidade muito elevada. Borges e colaboradores (2008) registraram baixos valores de diversidade em ambientes eutrofizados, com registros de dominância de cianobactérias.

No Jaburú I o índice de diversidade de Simpson (1-D) médio foi 0,570 (período úmido) a 0,509 período de estio Tabela 11, sem diferenças significativas ($p = 0,046$). No Jaburú II a média da diversidade de Simpson no período de estio (0,575) foi um pouco maior que durante o período úmido (0,525). Porém, sem diferenças significativas ($p = 0,730$) entre os períodos. A diversidade de Simpson foi considerada baixa para os referidos reservatórios.

Para o Índice de Dominância de Simpson (IS), a média registrada no período úmido foi 0,430 e o no período de estio foi de 0,491 para o Jaburu I. No Jaburú II verificou-se que a dominância de Simpson foi de 0,425 para ambos os períodos. Considera-se que a dominância de Simpson média, como resposta a baixa diversidade.

Chepalla *et al.* (2009), em três reservatórios do estado do Rio Grande do Norte, observaram que o índice de dominância foi consideravelmente baixo, devido a presença de clorofíceas e zignematofíceas, nas formas unicelulares e coloniais. A colonização, em especial, das diminutas Chlorococcales é extremamente rápida, devido à elevada razão superfície/volume que resulta em eficiente absorção de nutrientes (HAPPEY-WOOD, 1988).

A diversidade específica da comunidade fitoplanctônica pode estar sob influência das elevadas densidades das cianobactérias: *Aphanocapsa* sp. *Planktolyngbya limnetica*, *Microcystis aeruginosa* e *Aphanocapsa* sp., em especial, demonstrando assim certa dominância sobre as demais espécies da comunidade.

Para Chellappa (2003) e Costa (2003) em ambientes eutróficos é comum ter baixos valores para estes índices, pois as condições elevadas do grau de trofia favorece um número de espécies menores que se alternam na dominância da comunidade, apresentando altas densidades e baixa riqueza de espécies.

O Índice de diversidade de Shannon-Wiener para o Banabuiú no período úmido foi de 1,127 bits.cel⁻¹ e no período de estio foi 1,374 bits.cel⁻¹. No Acarape do Meio observou-se as médias de 1,501 bits.cel⁻¹ e 1,525 bits.cel⁻¹ para os referidos períodos. Para esses reservatórios observa-se também baixa diversidade.

A média do índice de Margalef no Banabuiú foi de 1,165 para período úmido e de 1,028 para estio. No Acarape do Meio o índice de Margalef foi um pouco mais elevado (1,701) e no período de estio foi de 1,265, também considerados de baixa diversidade, Tabela 12.

Tabela 12 - Índices bióticos computados para os reservatórios do semiárido cearense Banabuiú e Acarape do Meio no período de 2014 a 2018.

BANABUIÚ					ACARAPE DO MEIO				
Período	Shannon	Margalef	Simpson	*1-D	Período	Shannon	Margalef	Simpson	*1-D
2014.1	1,127	0,763	0,466	0,534	2014.1	1,501	1,701	0,326	0,674
2014.2	1,136	1,001	0,475	0,525	2014.2	1,642	1,089	0,299	0,701
2015.1	1,772	1,363	0,232	0,768	2015.1	1,705	1,905	0,306	0,694
2015.2	1,902	1,275	0,195	0,805	2015.2	1,525	1,265	0,300	0,700
2016.1	0,869	0,718	0,554	0,446	2016.1	1,460	1,112	0,309	0,691
2016.2	1,374	1,028	0,308	0,692	2016.2	1,334	1,786	0,361	0,639
2017.1	1,813	1,561	0,275	0,725	2017.1	1,392	2,117	0,360	0,640
2017.2	1,612	1,342	0,326	0,674	2017.2	1,870	2,129	0,241	0,759
2018.1	1,080	1,165	0,539	0,461	2018.1	1,566	1,371	0,297	0,703
2018.2	1,120	0,715	0,290	0,710	2018.2	1,029	0,970	0,498	0,502

Fonte: O autor, (2021).

*1-D: Diversidade de Simpson

A diversidade de Simpson não apresentou diferença significativa ao logo dos períodos estudados para o Banabuiú e o Acarape do Meio, tendo em vista que apresentam valores médios bem semelhantes. Os valores médios foram de 0,534 e de 0,692 para o Banabuiú e de 0,691 e de 0,700 para o Acarape do Meio, evidenciando diversidade moderada ou média. Não obstante, a dominância de Simpson foi relativamente baixa na faixa de 0,308 para ambos

os reservatórios e referidos períodos. Também não houve diferenças significativas ($p = 1,360$; $p = 0,199$) para os períodos úmido e de estio.

4.3.3 Índice Complementar - Índice Trófico para o Semiárido (ITS)

O estado trófico dos corpos d'água pode ser influenciado por vários fatores, como a concentração de nutrientes, intensidade lumínica e estrutura da teia alimentar. Desta forma, diferentes índices de estado trófico são utilizados para avaliar o grau de trofia e o nutriente limitante no corpo d'água (XU *et al.*, 2010).

O Índice Trófico para o Semiárido (ITS) adaptado para o semiárido permitiu classificar os reservatórios conforme classificação estabelecida pela resolução CONAMA Nº 357/2005. No Jaburú I ao longo do período avaliado, o ITS variou entre 6,101 e 0,693 prevalecendo a condição eutrófica e hipereutrófica. Não houve diferença significativa ($p = 0,621$) entre os períodos úmido e de estio. Destaca-se que em 2018.2 foi classificado como oligotrófico, mas a precipitação foi acima da média histórica (222,5 mm), evento atípico para a localidade.

No Jaburú II, verificou-se máximo de 5,525 (2014.2) e mínimo de 1,090 (2017.2), sem diferença significativa ($p = 0,565$), apresentando-se na maior parte do período avaliado como eutrófico e hipereutrófico. Em ambos os reservatórios, a razão molar entre nitrogênio total e fósforo total (N_T/P_T) indica provável limitação pelo fósforo.

Tabela 13 –Índice Trófico para o Semiárido e classificação do grau de trofia nos reservatórios cearense Jaburú I e Jaburú II para o período de 2014 a 2018.

Jaburú I	ITS*	Classificação	Jaburú II	ITS	Classificação
2014.1	4,729	Hipereutrófico	2014.1	2,158	Mesotrófico
2014.2	3,199	Eutrófico	2014.2	5,525	Hipereutrófico
2015.1	0,670	Oligotrófico	2015.1	3,649	Hipereutrófico
2015.2	6,101	Hipereutrófico	2015.2	3,998	Hipereutrófico
2016.1	3,744	Hipereutrófico	2016.1	2,802	Eutrófico
2016.2	2,876	Eutrófico	2016.2	4,190	Hipereutrófico
2017.1	3,025	Eutrófico	2017.1	2,863	Eutrófico
2017.2	3,131	Eutrófico	2017.2	1,090	Oligotrófico
2018.1	3,832	Hipereutrófico	2018.1	4,528	Hipereutrófico
2018.2	0,693	Oligotrófico	2018.2	1,197	Oligotrófico

Fonte: O autor (2021).

*ITS = Índice Trófico para o Semiárido

No entanto, o estado trófico de reservatórios em região semiárida pode variar de acordo com o volume (BRAGA *et al.*, 2015), com a precipitação (CHAVES *et al.*, 2013), entradas de cargas externas de nutrientes (MOLISANI *et al.*, 2015; LOPES *et al.*, 2014; SANTOS *et al.*, 2014) e processos internos como a aquicultura (BEZERRA *et al.*, 2014).

Por oportuno, apresentam-se ainda, na Tabela 14 os resultados para os reservatórios Banabuiú e Acarape do Meio, para o primeiro com índices variando de 2,521 e 3,212 esteve classificado em eutrófico em 2014.1, 2015.2, 2016.1 e 2018.1 o reservatório evolui para hipereutrófico, com índices variando de 4,109 e 5,260 e apresentou-se praticamente nesse mesmo período limitado pelo fósforo, à exceção do ano de 2015 que foi colimitante.

Tabela 14 - Índice Trófico para o Semiárido e classificação do grau de trofia nos reservatórios cearenses Jaburú I e Jaburú II para o período de 2014 a 2018.

Banabuiú	ITS*	Classificação	Acarape do Meio	ITS	Classificação
2014.1	1,616	Mesotrófico	2014.1	2,513	Eutrófico
2014.2	4,109	Hipereutrófico	2014.2	3,081	Eutrófico
2015.1	2,521	Eutrófico	2015.1	2,715	Eutrófico
2015.2	5,260	Hipereutrófico	2015.2	3,000	Eutrófico
2016.1	5,166	Hipereutrófico	2016.1	3,253	Eutrófico
2016.2	3,025	Eutrófico	2016.2	4,229	Hipereutrófico
2017.1	1,513	Mesotrófico	2017.1	4,041	Hipereutrófico
2017.2	3,212	Eutrófico	2017.2	3,082	Eutrófico
2018.1	5,185	Hipereutrófico	2018.1	3,478	Eutrófico
2018.2	0,395	Oligotrófico	2018.2	2,607	Eutrófico

Fonte: O autor (2021).

*ITS = Índice Trófico para o Semiárido

No Acarape do Meio predominou o eutrófico, para quase todo o período, com ITS variando entre 2,513 e 3,478. Em 2016.2 e 2017.1 evolui para hipereutrófico, com ITS de 4,229. No cômputo do ITS aplicou-se a contagem de cianobactérias como indicador biológico, pois está relacionada ao grau de trofia do sistema, o que não é aplicado nos modelos tróficos tradicionais.

Outro parâmetro importante também foi o fósforo total que segundo Carlson (1977), só produz resultados válidos naqueles ambientes em que o fósforo é o fator limitante para o crescimento algal, como ocorre no Jaburú I, Jaburú II e Banabuiú, apenas o Acarape do Meio predominou colimitação. Para Chaves *et al.* (2013) e Batista *et al.* (2014) em reservatórios do semiárido é observado que o estado trófico está relacionado com as flutuações

sazonais relacionadas ao ciclo hidrológico controlado sobretudo pelas precipitações. Assim como o tempo de residência, o volume e a estabilidade da coluna d'água que podem interferir na composição físico-química e na dinâmica das comunidades biológicas, dependendo dos fatores hidroclimáticos e dos usos diversos do sistema.

4.4 Associação entre índices bióticos e volume disponível dos reservatórios

Assim como os ecossistemas aquáticos naturais, os reservatórios são influenciados pelos fatores climatológicos, a precipitação e a velocidade do vento propiciam a circulação das massas de água, o influxo de nutrientes e a variação do nível da água (SANTOS, 2010).

Em regiões semiáridas, as marcantes flutuações sazonais no nível d'água dos reservatórios de abastecimento provocadas pelas tomadas de águas e baixa quadra chuvosa desproporcionalmente distribuídos ao longo do ano, assumem proporções graves em períodos de baixo nível d'água dos reservatórios. Especialmente nos anos seguidos de seca, uma vez que caracteriza mudança de estado trófico do sistema, resultando em alterações negativas na qualidade da água devido à elevação da biomassa algal, acentuando os riscos à saúde pública provocados pelas cianotoxinas liberadas na água.

No Jaburú I verifica-se forte correlação ($r = -0,825$) com a velocidade dos ventos e índice de estado trófico (ITS) e correlação moderada ($r = 0,664$; $r = -0,642$) do ITS com a precipitação e temperatura média compensada, respectivamente, Tabela E1 do Apêndice E. Neste reservatório a densidade de cianobactérias foi elevada. Infere-se que a característica lântica do reservatório, os baixos níveis de água, a elevação da temperatura, além da disponibilidade de nitrogênio e fósforo foram decisivos para o desenvolvimento massivo das cianobactérias neste corpo d'água.

No entanto, essa relação não aparece para os reservatórios Jaburú II, Banabuiú e Acarape do Meio. Para o Jaburú II verifica-se correlação forte ($r = -0,774$) entre o volume disponível e o estado trófico, á medida que o volume diminui o estado trófico aumenta. Avaliou-se também correlações moderadas ($r = -0,612$; $r = -0,617$ e $r = -0,545$) do volume disponível com as concentrações de PT, NT e Cla respectivamente, Tabela E2 do Apêndice E. Tal associação não foi observada para os demais. É relevante destacar a correlação negativa do PT ($r = -0,612$) com o volume disponível no Jaburú II, indicando que possivelmente a redução drástica do volume reduz a capacidade de diluição da carga de fósforo do reservatório.

Observa-se, portanto, que cada reservatório apresenta um estado diferente com relação ao volume disponível e o efeito da precipitação, que ocorre em função do volume, considerando que o efeito da precipitação é variável entre os reservatórios. Avalia-se que não existe um efeito direto, logo a precipitação é errática, e não precipita por igual na bacia.

Ao analisar os reservatórios agrupados não houve correlações aceitáveis com volume disponível. Verifica-se correlação forte ($r = -0,825$) entre a velocidade do vento e o Índice Trófico para Semiárido (IET). Que por sua vez esteve relacionado com a precipitação e volume disponível. De modo que quanto maior a temperatura média, maior é o IET, o que significa que quanto maior a temperatura média, menor o volume, e quanto maior a velocidade do vento, menor o volume dos reservatórios.

Se considerarmos os reservatórios agrupados por períodos úmido e seco, observa-se que, em geral, o período da estiagem apresenta mais efeito, uma vez que as variáveis físicas dependem da precipitação e da regra de operação de cada reservatório. Para o conjunto de reservatórios agrupados período úmido, Tabela 15, verifica-se correlações moderadas ($r = -0,508$; $r = -0,586$; $r = -0,441$) entre a variação do volume disponível e as concentrações de PT; NT e CLa, respectivamente. Porém, não foram observadas correlações aceitáveis entre o volume disponível dos reservatórios e os índices bióticos. Apenas correlações moderadas entre velocidade do vento ($r = 0,487$), temperatura média ($r = -0,575$) e o índice de Margalef.

Tabela 15 - Matriz de correlação de Pearson (r) para as variáveis analisadas com os quatro reservatórios agrupados período úmido, de 2014 a 2018.

	PP	Vv	Tmed	VD%	PT	NT	ClA	CB	IET	IM	IS	ISW
PP	1											
Vv	-0,562	1										
Tmed	-0,384	-0,241	1									
VD%	0,747	-0,304	-0,667	1								
PT	-0,558	0,069	0,222	-0,508	1							
NT	-0,549	0,380	0,280	-0,586	0,628	1						
ClA	-0,468	0,224	0,081	-0,441	0,798	0,502	1					
CB	-0,149	0,136	-0,026	-0,176	0,273	0,056	0,741	1				
ITS	0,062	-0,198	0,314	-0,188	-0,104	0,257	-0,087	-0,111	1			
IM	-0,020	0,487	-0,575	0,122	0,156	0,174	0,377	0,359	-0,130	1		
IS	0,104	-0,303	0,350	-0,125	-0,057	-0,037	-0,193	-0,065	-0,120	-0,709	1	
ISW	-0,081	0,259	-0,320	0,073	0,103	0,121	0,190	0,029	0,123	0,753	-0,953	1

Fonte: O autor, (2021). PP: precipitação; Vv: velocidade do vento; Temperatura; VD: volume disponível; PT: fósforo total; NT: Nitrogênio total; CLA a: Clorofila a; CB: Contagem de cianobactérias; ITS: índice trófico para o semiárido; IM: Índice de Margalef; IS: Índice de Simpson; ISW: Índice de Shannon-Wiener.

Mais uma vez reafirmando que estes reservatórios apresentam características próprias, com comportamentos distintos. Atualmente estão em estados de eutrofização diferentes, o que representa relação diferenciada com os índices bióticos e com o estado de trofia. Cada reservatório tem uma regra própria de operação (retirada de volume), além da característica física, considerando que são reservatórios de pequeno, médio e grande porte.

Quando os reservatórios foram agrupados por período seco, Tabela 16, não se observaram correlações aceitáveis entre a variação do volume disponível e os índices bióticos.

Verifica-se correlações moderadas da velocidade do vento com o volume disponível ($r = -0,519$), com a contagem de cianobactérias ($r = 0,428$), com o índice de Margalef ($r = 0,381$) e com o índice de Shannon-Wiener ($r = 0,464$).

Tabela 16 - Matriz de correlação de Pearson (r) para as variáveis analisadas com os quatro reservatórios agrupados período seco, de 2014 a 2018.

	PP	Vv	Tmed	VD%	PT	NT	Cl _a	CB	IET	IM	IS	ISW
PP	1											
Vv	-0,208	1										
Tmed	-0,346	-0,006	1									
VD%	0,482	-0,519	-0,746	1								
PT	-0,455	0,153	0,334	-0,495	1							
NT	-0,419	0,232	0,323	-0,530	0,920	1						
Cl _a	-0,401	0,263	0,266	-0,496	0,933	0,965	1					
CB	-0,108	0,428	-0,211	-0,044	0,062	0,045	0,121	1				
ITS	-0,352	0,178	-0,156	-0,157	0,547	0,625	0,636	0,215	1			
IM	-0,084	0,381	-0,489	0,155	-0,092	-0,072	-0,020	0,146	0,355	1		
IS	-0,074	-0,150	0,239	-0,043	0,218	0,024	0,041	-0,043	-0,184	-0,622	1	
ISW	-0,129	0,464	-0,225	-0,142	-0,012	-0,039	0,048	0,256	0,332	0,770	-0,617	1

Fonte: O autor, (2021). PP: precipitação; Vv: velocidade do vento; Temperatura; VD: volume disponível; PT: fósforo total; NT: Nitrogênio total; CLA a: Clorofila a; CB: Contagem de cianobactérias; ITS: índice trófico para o semiárido; IM: Índice de Margalef; IS: Índice de Simpson; ISW: Índice de Shannon-Wiener.

Outras correlações moderadas aferiu-se entre o volume disponível e as concentrações de PT, NT e CL_a. O IET também apresentou correlação com as concentrações de PT ($r = 0,547$), NT ($r = 0,625$) e CL_a ($r = 0,636$) como já era de se esperar. A correlação elevada ($r = 0,933$) do fósforo com a clorofila *a*, indica que a produtividade primária pode estar limitada pelo fósforo. De acordo com o estudo da relação N/P realizado (Tabela 9) apenas o Jaburú I e o Banabuiú estiveram limitados pelo fósforo na maior parte do período avaliado.

Correlações forte ($r = 0,762$ e $r = 0,869$) foram observadas entre PT e NT e CL_a. O que é compreensível, para entender que cada reservatório está em status próprio, uma vez que

o volume disponível tem influência sobre as concentrações de PT, NT, CLA, porém, reflete pouca significância sobre os índices bióticos e a concentração de cianobactérias.

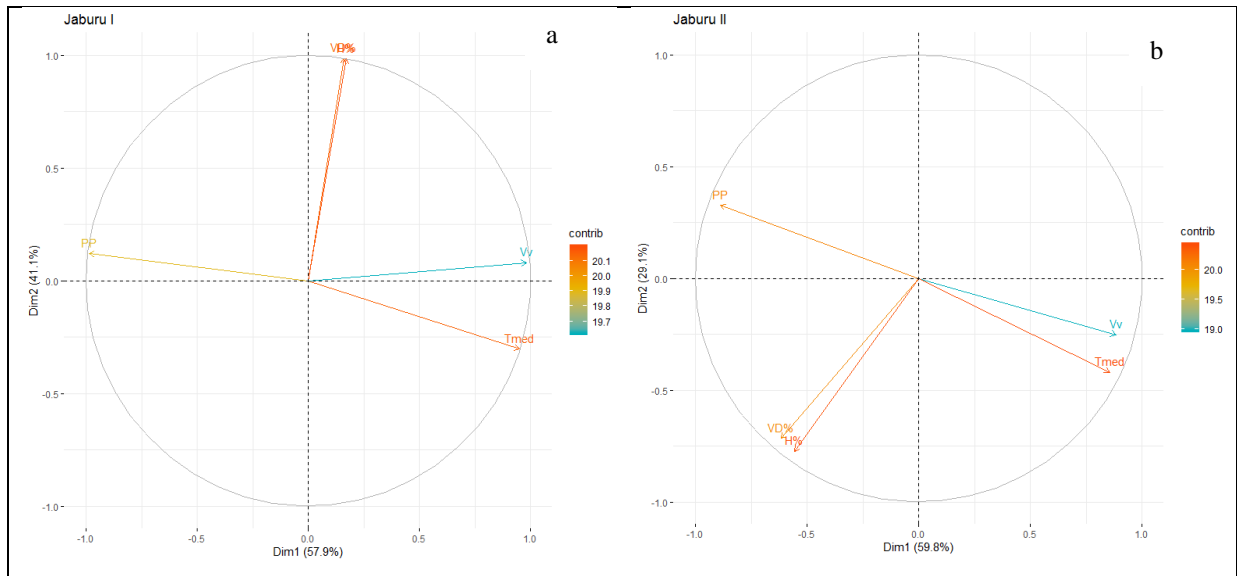
4.5 Relação dos elementos hidroclimáticos e os índices bióticos no semiárido

A análise conjunta das variáveis hidroclimáticas (precipitação - Pp), temperatura média - Tem), velocidade do vento - Vv), fração do volume disponível - VD%) e profundidade - H%) pela variação temporal (períodos amostrais) foi descrita na Análise de Componentes Principais (ACP). Para avaliação de cada ACP gerada foram selecionados as duas primeiras dimensões (D₁ e D₂), uma vez que ambas apresentaram variância acumulada maior que 68%, Apêndice F.

Para o Jaburú I a ACP1 na dimensão 1 explica 57,9% da variabilidade, enquanto que a dimensão 41,1%, (variância acumulativa de 99%) das variações no ambiente. (Tabela F1 Apêndice F). Verifica-se relação entre a profundidade média (H%) e a fração do volume disponível (VD%) no reservatório, ou seja, o nível da água aumenta à medida que o volume aumenta. Destaca-se que o volume disponível é influenciado positivamente, e será tanto menor quanto maior for a temperatura média compensada. A fração do volume disponível e a temperatura média compensada, apresentaram os maiores pesos, Figura 34a. O volume do reservatório sofre com o efeito do clima, daí a relação inversa com a precipitação, ainda tem o agravamento devido a tomada da água para abastecimento.

No Jaburú II a dimensão 1 explica 59,8% da variabilidade, e a dimensão 2 representa 29,1%, de forma que a variância cumulativa foi de 88,9%. Os maiores pesos foram atribuídos à fração do volume disponível (0,212), profundidade média (0,211) e temperatura média compensada (0,203) Figura 34b. Observa-se similaridade entre o volume do reservatório e a profundidade média do reservatório. Destaca-se que este reservatório é um dos que mais sofreu com o rebaixamento do seu volume hídrico, e esteve parte do período avaliado, classificado como eutrófico e hipereutrófico. Li *et al.* (2018) elucidaram que as águas dos lagos Lower Lakes, no semiárido da Austrália, apresentaram deterioração hídrica durante e após a redução de vazão, contudo a degradação foi mais acentuada na vazão reduzida.

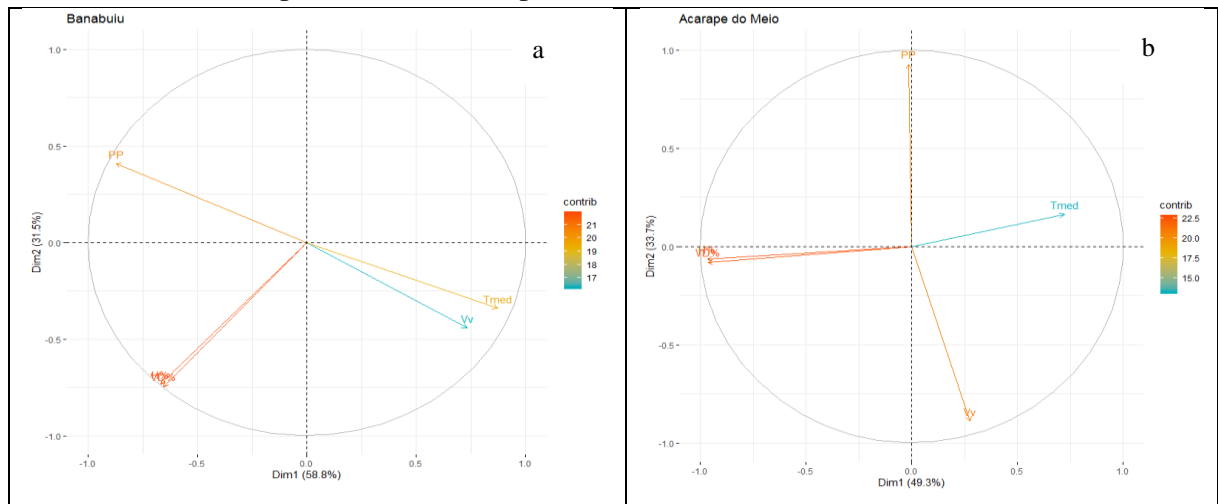
Figura 34 – Análise de componentes principais referente as variáveis hidroclimáticas para Jaburu I (a) e Jaburu II (b) no período de 2014 a 2018.



Fonte: O autor, (2021).

Na Figura 35a, a dimensão 1 explica 58,8% da variância, enquanto que a dimensão 2 explica 31,5%, com variância cumulativa de 90,3%. As variáveis mais importantes na ordenação da dimensão 1 foram fração do volume disponível e profundidade média, com maiores pesos (0,216) e precipitação (0,198). O Banabuiú também apresenta redução drástica do volume disponível, porém, influenciado pela precipitação e pelas vazões de retiradas para suprir demanda hídrica. Em 2020 registrou-se o menor volume (6,93%) dos últimos cinco anos (COGERH, 2020).

Figura 35 – Análise de componentes principais referente as variáveis hidroclimáticas para Banabuiú (a) e Acarape do Meio (b) no período de 2014 a 2018.

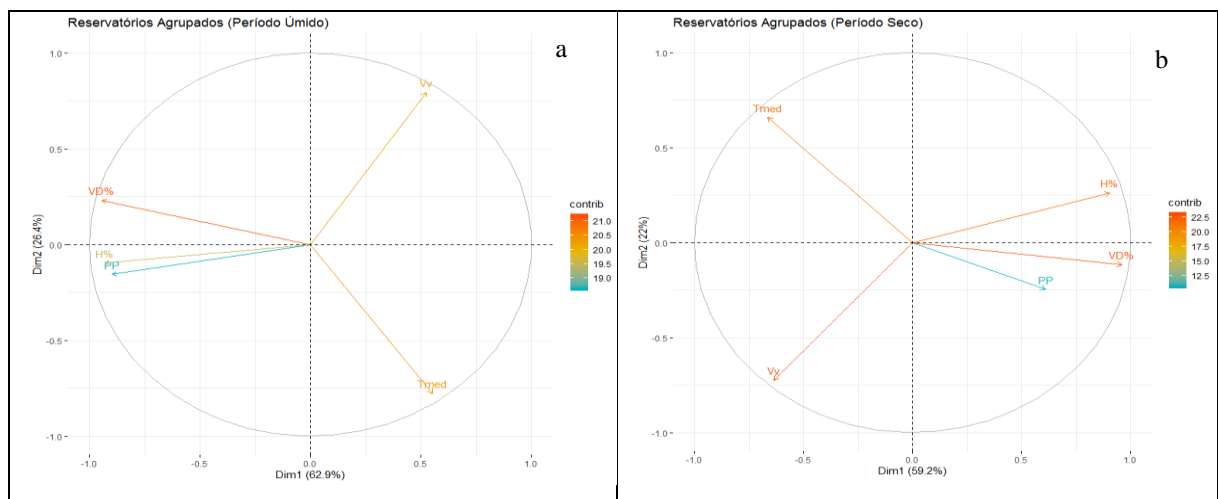


Fonte: O autor, (2021).

Para os reservatórios agrupados as duas primeiras dimensões explicaram 79,4% das variações. As variáveis com maiores pesos foram a velocidade do vento, temperatura média e a fração do volume disponível. Observa-se que a velocidade do vento se destaca, de forma que quanto maior a velocidade do vento, menor é a precipitação. E quanto maior a temperatura, menor é o volume disponível nos reservatórios. Dessa forma, verifica-se que a velocidade do vento contribui profundamente para a redução do volume nos reservatórios, porém, não estão associados diretamente.

Quando os reservatórios foram agrupados por períodos, as duas dimensões representaram mais de 80% da variação dos dados. Verifica-se que os maiores pesos foram obtidos para as variáveis volume disponível, temperatura média e velocidade do vento. No agrupado úmido a velocidade do vento esteve positivo com relação ao eixo x e também com relação ao eixo y, isto porque quando está úmido a velocidade do vento é menor e a temperatura também é menor. Já no agrupado para o período seco a velocidade do vento esteve negativo para como eixo x e y e apresentou o maior peso (0,235), seguido da temperatura média (0,228), de modo que quanto maior for a temperatura, maior será a velocidade do vento.

Figura 36 – Análise de componentes principais referente as variáveis hidroclimáticas para os quatro reservatórios quando agrupados por períodos úmido (a) e estiagem (b) de 2014 a 2018.



Fonte: O autor, (2021).

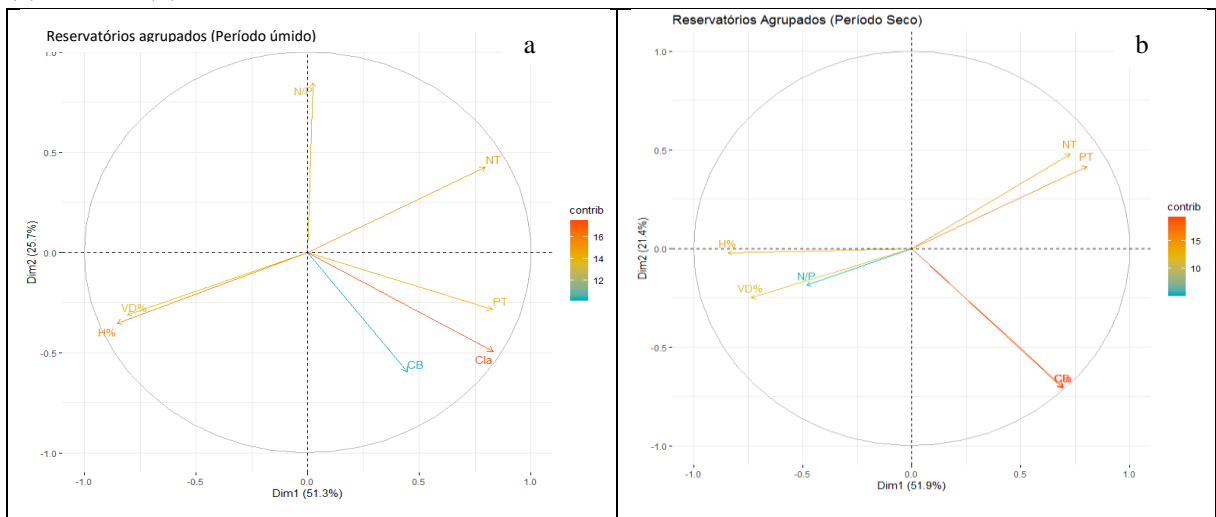
Na análise conjunta (ACP2) das variáveis hidroclimáticas já descritas e os parâmetros fósforo total – PT, nitrogênio total – NT, sua relação N/P, Clorofila a – Cla e contagem de cianobactérias – CB, conforme variação temporal (períodos amostrais), as

dimensões (D1 e D2) apresentaram variância acumulada maior que 70% (Tabela F2 do Apêndice F). As variáveis mais significativas foram PT, NT, Cla e CB, com os maiores pesos.

No agrupado período úmido, Figura 37a, as duas dimensões explicaram 77% da variância. A clorofila *a* apresentou maior peso (0,160), seguido de PT (0,159) e NT (0,153). Verifica-se também que a concentração de PT tem relação positiva com a concentração de clorofila *a*. Nota-se que a concentração de NT aumenta conforme o volume diminui. Verifica-se que o NT é mais afetado pela profundidade média devido a entrada de novas águas, o que provoca efeito da diluição dessas águas. Assim, o PT também tem significância, neste período o NT é removido e o PT se apresenta com a maior variação, logo está presente nos corpos d'águas sob diferentes formas, consistindo no parâmetro mais importante para avaliar o sistema.

No agrupado seco as duas dimensões explicaram 73,3% da variância dos dados Figura 37b. Os maiores pesos (0,180) foram referentes a contagem de cianobactérias e clorofila *a*, seguidos do PT (0,157) e NT (0,156). Acentua-se que tais reservatórios apresentaram implicações elevadas na produtividade primária, especialmente cianobactérias. As concentrações de clorofila *a* se apresentaram muito diferentes, indicando claramente que existe uma alta variabilidade na resposta das algas planctônicas frente as elevadas concentrações de PT nesses ambientes.

Figura 37 – Análise de componentes principais referente as variáveis hidroclimáticas, os nutrientes e variável biótica para os quatro reservatórios quando agrupados por períodos úmido (a) e seco (b) de 2014 a 2018.



Fonte: O autor, (2021).

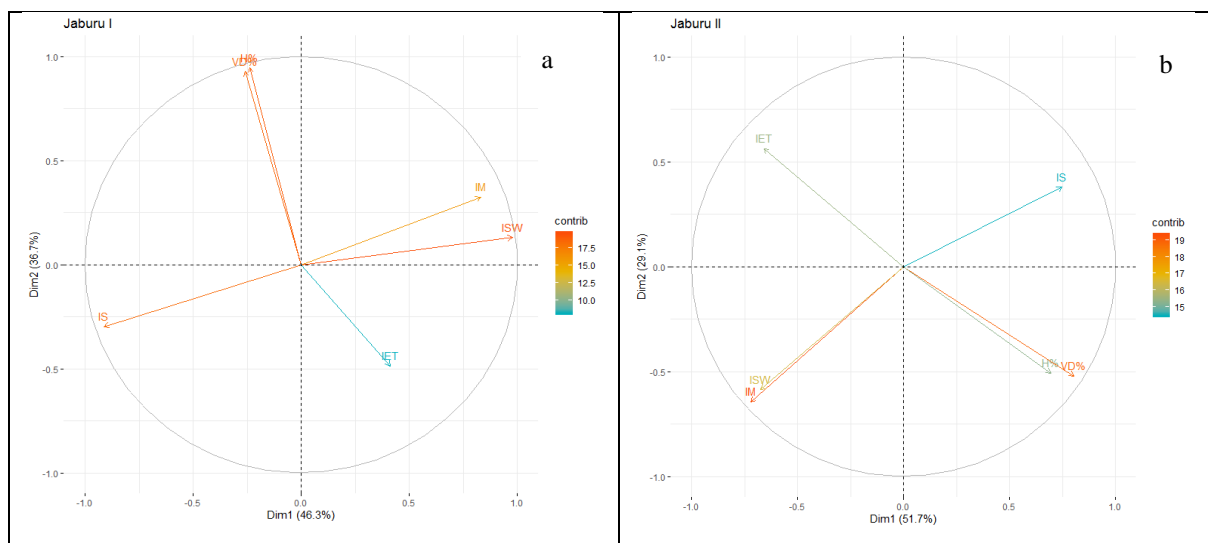
Para a ACP₃ a análise conjunta das variáveis hidroclimáticas e índices bióticos (Índice trófico para o semiárido – IET, Índice de Margalef – IM, Índice de Simpson – IS, Índice

de Shannon-Wiener - ISW), conforme variação temporal (períodos amostrais), gerou nas dimensões (D₁ e D₂) uma variância acumulada maior que 75%, Tabela F3 do Apêndice F.

Com base na aplicação dos índices bióticos os reservatórios também refletiram comportamentos distintos, considerando-se as especificidades de cada um, conforme caracterização hidroclimática já descrita. Para o Jaburu I as duas primeiras dimensões explicaram 83% da variância, Figura 38a, com maiores pesos para as variáveis índice de dominância de Simpson - IS (0,179) e fração do volume disponível e profundidade média (0,176). Existe relação indireta do índice de dominância de Simpson com a variação do volume neste reservatório.

No Jaburu II, as duas dimensões explicaram 80,8% da variação dos dados, o maior peso foi para o índice de Margalef (0,182) seguido da fração do volume disponível (0,177) e índice de Shannon-Wiener (0,168). O índice de Margalef e de Shannon-Wiener que indica a riqueza e diversidade no ambiente, respectivamente, está associado inversamente com o índice de dominância de Simpson. Observa-se similaridade entre os índices de Margalef e de Shannon-Wiener, Figura 38b, para ambos os reservatórios. Com base no índice de Shannon-Wiener, esses reservatórios foram classificados como de baixa diversidade ($< 2,0 > 1,0$ bits.cel⁻¹). Verifica-se também que o vetor do índice de estado trófico -IET, está oposto ao vetor do volume disponível, o que indica correlação negativa, e que este sofre influência com a variação do volume do reservatório.

Figura 38 – Análise de componentes principais referente as variáveis hidroclimáticas, os índices bióticos para Jaburu I (a) e Jaburu II (b) no período de 2014 a 2018.

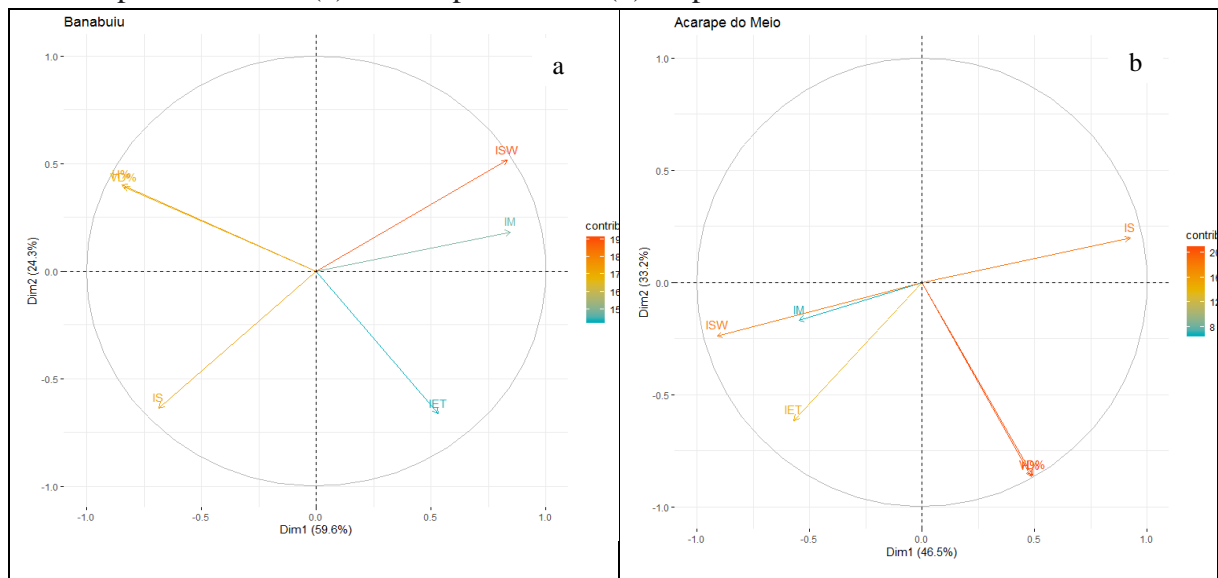


Fonte: O autor, (2021).

No Banabuiú as dimensões 1 e 2 explicaram 83,9% da variância dos dados, com os maiores pesos atribuídos ao índices de Shannon-Wiener (0,183) e Simpson (0,180) Figura 39a. No Acarape do Meio as duas dimensões representaram 79,7% da variância dos dados. Os maiores pesos foram atribuídos a fração do volume disponível (0,197), profundidade média (0,196) e índice de Simpson (0,167). Destaca-se que o índice de diversidade de Shannon-Wiener se apresenta totalmente oposto ao índice de dominância de Simpson, visto que quanto maior a dominância menor é diversidade no ambiente, Figura 39b.

No entanto, verifica-se que o índice de riqueza de Margalef esteve sempre oposto ao índice de dominância de Simpson para todos os reservatórios, o que também seria esperado.

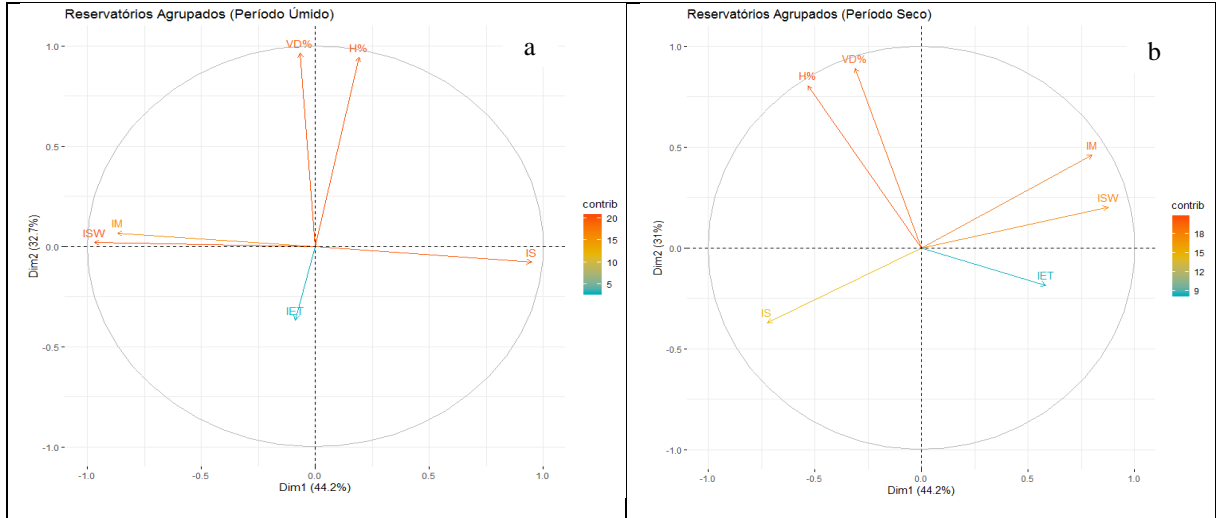
Figura 39 – Análise de componentes principais referente as variáveis hidroclimáticas, os índices bióticos para Banabuiú (a) e Acarape do Meio (b) no período de 2014 a 2018.



Fonte: O autor, (2021).

Para os reservatórios agrupados período úmido, as duas dimensões explicaram 76,9% da variabilidade cumulativa dos dados. Na Figura 40a, as variáveis mais importantes foram profundidade média (0,204), fração do volume disponível (0,185) e índice de dominância de Simpson (0,185), assim como os índices de Shannon-Wiener (0,177) e Margalef (0,168), com os respectivos pesos. Verifica-se similaridade entre os índices de diversidade de Shannon-Wiener e riqueza de Margalef. Quando agrupou-se os quatro reservatórios, sem distinção entre os períodos, a variância cumulativa foi de 74,7%, e o comportamento das variáveis foi semelhante ao agrupado para o período de estiagem Figura 40b.

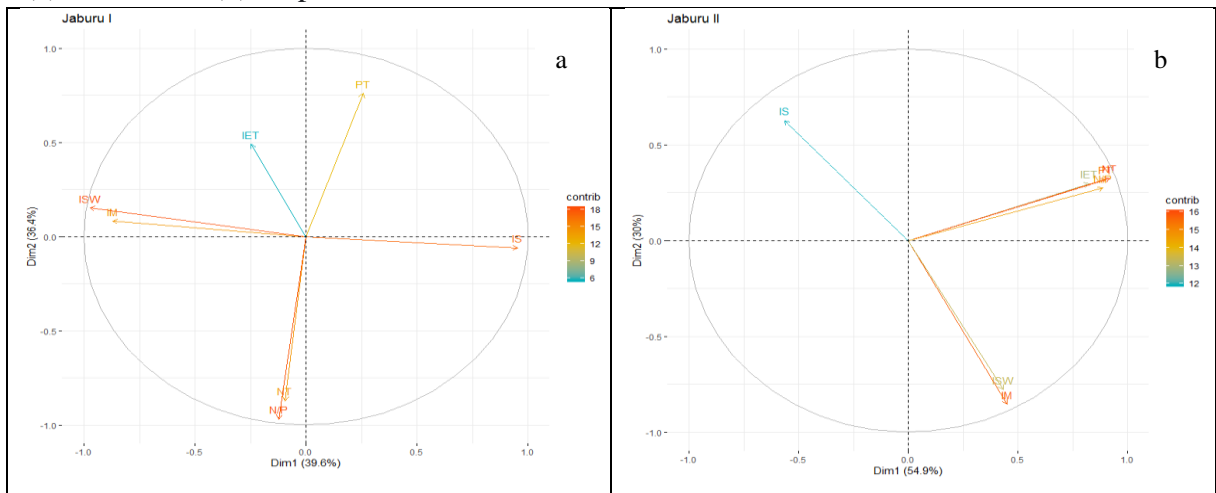
Figura 40 – Análise de componentes principais para as variáveis hidroclimáticas e índices bióticos nos reservatórios agrupados períodos úmido (a) e seco (b) de 2014 a 2018.



Fonte: O autor, (2021).

Para a ACP₄ a análise conjunta dos índices bióticos e nutrientes, conforme variação temporal (períodos amostrais), gerou nas dimensões (D₁ e D₂) com uma variância acumulada maior que 65%, Tabela F4 do Apêndice F. Para o Jaburu I, as duas primeiras dimensões explicaram 76% da variância cumulativa. Nota-se que as variáveis com maiores pesos foram Shannon-Wiener (0,163), relação N/P (0,158), índice de Simpson e PT (0,147). Para o Jaburu II, as dimensões 1 e 2 explicaram 84,9% da variância cumulativa. Verifica-se para ambos reservatórios similaridade entre os índices de Shannon-Wiener e de Simpson, porém, no Jaburu II, os maiores pesos foram obtidos para os nutrientes NT e PT associados ao índice de riqueza de Margalef Figura 41b.

Figura 41 – Análise de componentes principais para os índices bióticos e nutrientes para Jaburu I (a) e Jaburu II (b) no período de 2014 a 2018.

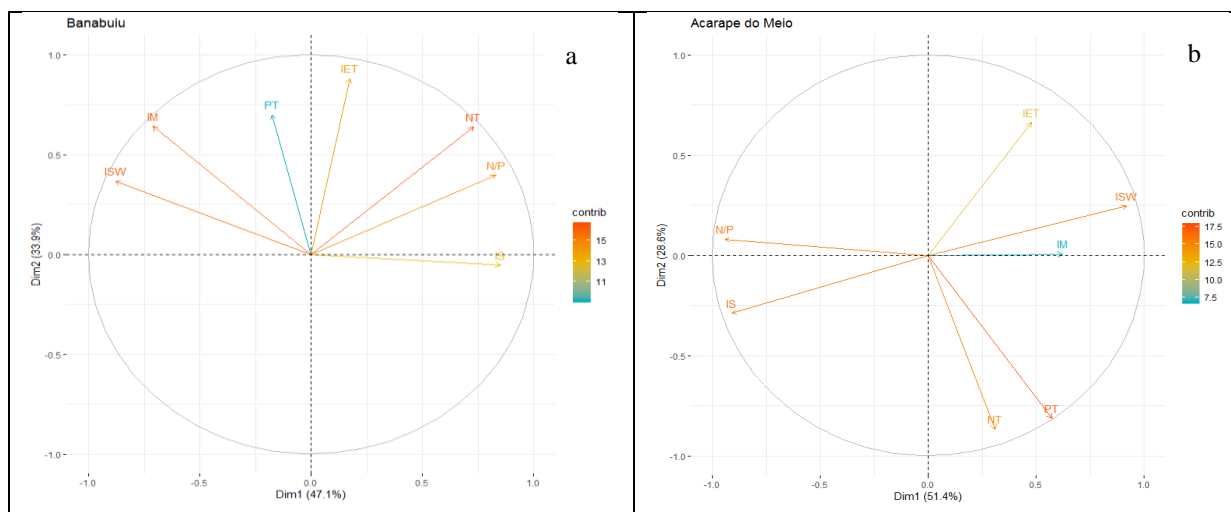


Fonte: O autor, (2021).

Para o Banabuiú (Figura 42a) as dimensões 1 e 2 explicaram 81% da variância dos dados, com os maiores pesos atribuídos a NT (0,170), e os índices de Margalef (0,168) e Shannon-Wiener (0,155). Ressalta-se que durante o período avaliado o Banabuiú teve suas águas classificadas como eutrófico e hipereutrófico.

No Acarape do Meio as duas dimensões representaram 80% da variância cumulativa, Figura 42 b, pode-se notar comportamento diferenciado. As variáveis com maiores pesos foram PT (0,180), índices de Simpson (0,155) e Shannon-Wiener e NT (0,153).

Figura 42 – Análise de componentes principais para os índices bióticos e nutrientes para Banabuiú (a) e Acarape do Meio (b) no período de 2014 a 2018.

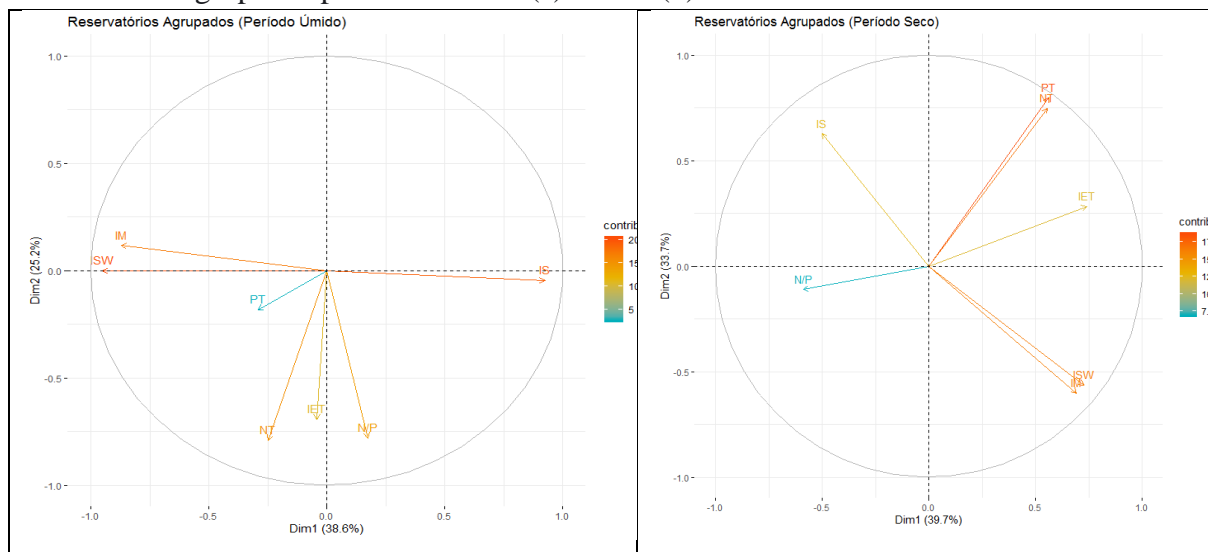


Fonte: O autor, (2021).

No agrupamento com período úmido as duas dimensões explicaram 63,8% da variância cumulativa dos dados Figura 43a. As variáveis com maiores pesos foram os índices de Shannon-Wiener, Simpson e Margalef. Observa-se similaridade entre os nutrientes e o índice de estado trófico, como esperado.

No agrupado com período seco as duas dimensões explicaram 73,4% da variância cumulativa dos dados Figura 43b. Os maiores pesos foram gerados para NT (0,161), PT (0,168) e os índices de Margalef (0,160) e Shannon-Wiener (0,159). Verifica-se similaridade entre tais índices, pois existe uma relação próxima, de baixa diversidade e ao mesmo tempo uma riqueza específica baixa representada pelo índice de Margalef que variou de 2,183 (maior valor) a 0,431 (menor valor), visto que a riqueza de Margalef é considerada alta quando varia de 4 a 5.

Figura 43 – Análise de componentes principais para os índices bióticos e nutrientes nos reservatórios agrupados períodos úmido (a) e seco (b) de 2014 a 2018.



Fonte: O autor, (2021).

Quando agrupou-se os quatro reservatórios as dimensões 1 e 2 explicaram 65% da variabilidade dos dados, com os maiores pesos associados as variáveis NT (0,166), PT (0,165) e aos índices de Margalef (0,157) e Shannon-Wiener (0,165). Verifica-se similaridade entre os índices de Margalef e Shannon-Wiener, assim como do PT e NT, estando o índice de dominância de Simpson oposto aos índices de diversidade e riqueza, constatando que quanto maior a dominância de espécies, menor a riqueza e a diversidade, Tabela F4 do Apêndice 4.

Estudos referentes a qualidade da água em várias regiões mostraram que o clima, uso e ocupação do solo, além da hidrologia das bacias hidrográficas são fatores que afetam diretamente as características limnológicas e sedimentológicas dos sistemas aquáticos (LEE *et al.*, 2010; SOARES *et al.*, 2012; XU *et al.*, 2010). Porém, poucos trabalhos tentaram explicar a conexão entre essas características e o efeito na composição do sedimento.

Nesse estudo infere-se que à medida que o volume do reservatório decresce o sedimento se encarrega de adicionar fósforo a coluna líquida do sistema, se acumulando rapidamente (ressuspensão da carga interna). Então, tem-se que quanto maior é o tempo de residência do sedimento e menor o tempo de residência da água, quando o volume real decresce mais fósforo fica retido no sistema, alimentando a produtividade primária. Lima Neto *et al.* (2020) indicaram que os eventos de secas prolongadas podem aumentar significativamente a concentração de fósforo total, e os reservatórios do semiárido tropical podem ser mais vulneráveis à eutrofização em cenários de mudanças climáticas do que aqueles em outras regiões.

5 CONCLUSÕES

A estiagem prolongada nos reservatórios cearenses avaliados causa aumento no grau de trofia desses reservatórios, tal indução advém da concentração e acúmulo de nutrientes provenientes das ações de antropismo na bacia, que se agrava com redução do volume disponível dos mesmos. O mecanismo de carga interna proporcionado pelo processo de ressuspensão de sedimentos também alimenta a coluna d'água com disponibilidade de fósforo, intensificando e acelerando o fenômeno da eutrofização artificial.

A densidade da comunidade fitoplanctônica foi maior no período chuvoso, em quase todos os reservatórios analisados, com destaque para a divisão Cyanophyceae, que apresentaram densidades superiores as demais divisões, com destaque para o gênero *Microcystis* sp. e *Planktolyngbya* sp. Apenas o Acarape do Meio teve destaque a divisão das Bacillariophyceae e esteve representada pelos gêneros *Coscinodiscus* sp. e *Navicula* sp..

As cianobactérias produtoras de toxinas estão amplamente distribuídas em todos os reservatórios analisados com destaque das espécies *Aphanizomenon* sp., *Aphanocapsa* sp., *Aphanothece* sp., *Chroococcus dispersus*, *Raphidiopsis raciborskii*, *Dolichospermum* sp., *Geitlerinema* sp., *Lyngbya limnetica*, *Merismopedia punctata*, *Microcystis* sp., *Oscillatoria* sp., *Planktolyngbya* sp., *Planktothrix* sp., todas com potencial de toxicidade, oferecendo sérios riscos de saúde pública, sobretudo quando feito uso para abastecimento.

Avalia-se que diante das espécies potencialmente tóxicas catalogadas nos reservatórios cearenses (Jaburú I, Jaburú II, Banabuiú e Acarape do Meio) motiva-se um alerta as empresas responsáveis pelo abastecimento, assim como as companhias de monitoramento sobre os riscos de intoxicações com consequências sobre a saúde pública da população.

A produtividade primária nos reservatórios cearenses analisados foi no geral limitada pelo fósforo. No entanto, em alguns pontos verificou-se uma limitação por nitrogênio e/ou co-limitação por nitrogênio e fósforo.

No geral os índices bióticos apresentaram baixa diversidade específica considerando Shannon-Wiener e baixa riqueza de Margalef. A diversidade de Simpson foi mais elevada, em contrapartida a dominância de Simpson foi relativamente baixa. Os índices bióticos, em especial o índice trófico para o semiárido pode servir como indicadores do equilíbrio de sistemas ecológicos, funcionando como ferramenta para o manejo ambiental.

A estatística multivariada, gerou através das análises de componentes principais, aplicada a variação hidroclimática, variáveis bióticas e índices bióticos informações relevantes referente a variabilidade da qualidade da água com relação ao grau de trofia. O estudo revelou

constante eutrofização nos reservatórios, com permanência de florações de cianobactérias. A persistente condição de eutrofia ocorre não somente pela ação de atividades humanas na bacia dos reservatórios, mas também pelo favorecimento de características climáticas de região tropical semiárida.

Por fim, constata-se que existe um efeito hidroclimáticos, com redução na precipitação e perdas por evaporação, associado à crescente demanda da tomada de água para abastecimento. Tudo isso intensifica ainda mais os processos eutrofização nos reservatórios cearense, com maior frequência de florações de cianobactérias com potencial de toxicidade. Assim, o monitoramento e a gestão dos recursos hídricos devem ser sempre constantes nesta região.

Recomendações e Perspectivas Futuras

Sugere-se a realização das análises para microcistinas e saxitoxinas e demais metabólitos secundários, através de análises químicas, diante da constatação de estressores químicos com grau de toxicidade. A Ecotoxicologia pode ser usada como ferramenta de monitoramento ambiental para avaliar o grau de risco, e impedir ou prevenir determinada intoxicação ou saber como interrompê-la, revertê-la e remediá-la diante do risco que essas águas podem oferecer.

REFERÊNCIAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNTNBR 6023: informação e documentação: referências: elaboração. Rio de Janeiro: ABNT, 2018.
- ABBASI, T.; ABBASI S. A. Water quality indices based on bioassessment: The biotic indices IWA Publishing. **Journal of Water and Health**. P. 330. 2011.
- ARMSTRONG, H.A.; BRASIER, M. D. **Microfossils**. 2 ed. Oxford: Balckwell Publishing. 296 p. 2005.
- ADERALDO, P. I. C.; BASTOS, F. H. Mapeamento e Caracterização Ambiental no Município de Independência - Ceará. **Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada**. Campinas – São Paulo, 2017.
- AFFE, H. M. de J. *et al.* Floración de *Trichodesmium erythraeum* en la región costera tropical de Brasil. **Revista de Biología Marina y Oceanografía**, v. 51, n. 1, p. 175-179, 2016.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Panorama das águas – Água no mundo**. Brasília, 2018. Disponível em: <<http://www3.ana.gov.br/portal/ANA/panorama-das-aguas/agua-no-mundo/agua-no-mundo>>. Acesso: 09 out. 2019.
- AGOSTINHO, A. A., THOMAZ, S.M.; GOMES, L.C. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. **Megadiversidade** 1(1): 70-78. 2005.
- ALVALÁ, R. C. S. *et al.* Drought monitoring in the Brazilian Semiarid region. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, 2017.
- ANA - Agência Nacional de Águas (Brasil). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2018**: informe anual / Agência Nacional de Águas. -- Brasília: ANA, 2018.
- ANA - Agência Nacional de Águas (Brasil). **Reservatórios do Semiárido Brasileiro**: Hidrologia, Balanço Hídrico e Operação: Anexo D / Agência Nacional de Águas - Brasília: ANA, 2017.
- _____. Agência Nacional de Águas – ANA. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil**. Brasília, Distrito Federal. 432 f. 2012.
- ANDRADE, R. R. **Variação temporal do fitoplâncton em um ponto amostral do Lago Guaíba, Rio Grande do Sul**, Brasil. Dissertação (Mestrado – Programa de Pós-Graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais, ênfase em Microalgas Continentais) -- Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Rio Grande, 2009.
- ANDREOLI, C. V.; CARNEIRO, C. Gestão integrada de mananciais de abastecimento entrofizados. **Sanepar**, FINEP – Curitiba - PR. 2005.

ANUÁRIO ESTATÍSTICO DO CEARÁ. 2017. Disponível em:
<http://www.ipece.ce.gov.br/publicacoes/anuario/anuario2017infraEstrutura/habitacao/saneamento.htm>. Acesso em: 17. out. 2019.

APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22nd Edition, American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC. 2012.

ARAUJO, F. B. **Efeitos do enriquecimento com nutrientes (N e P) em diferentes condições de luz sobre o crescimento do fitoplâncton em um reservatório eutrófico no semiárido brasileiro**. 36p. Dissertação (Mestrado em Ecologia), Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2009.

ARAÚJO, M. F.F.; COSTA, L.A.S.; CHELLAPPA, Comunidade fitoplanctônica e variáveis ambientais na Lagoa de Extremoz, Natal-RN. **Acta Limnol. Brasil**. 12:17, 140. 2000.

ARAUJO, M. T. P. M. **Cianobactérias e cianotoxinas em uma floração no reservatório Joanes I**. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente, Águas e Saneamento). Universidade Federal da Bahia, Escola Politécnica. Salvador, 124. F. 2018.

ARAÚJO, S. M. S. A Região Semiárida do Nordeste do Brasil: Questões Ambientais e Possibilidades de Uso Sustentável dos Recursos. Rios **Eletrônica-Revista Científica da FASETE**. n. 5. 10 p. 2011.

ARFI, R. Seasonal ecological changes and water level variations in the Sélingué Reservoir (Mali, West Africa). **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, v. 30, n. 6, p. 432-441, 2005.

AZEVEDO, M. T. P., NOGUEIRA, N. M. C.; SANT'ANNA, C. L. Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. **Algas**, 8: Cyanophyceae. **Hoehnea**, v. 23, p. 1-38, 1996.

AZEVEDO, D. J. *et al.* Qualidade de água em reservatórios no semiárido durante seca prolongada: Uma discussão para avaliação dos efeitos de mudanças climáticas. Article · July 2016. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/>. Acesso em: 03 de set. 2020.

AZEVEDO, M. T. P.; SANT'ANNA, C. L. *Coelosphaerium evidenter-marginatum*, a new planktonic species of Cyanophyceae/Cyanobacteria from São Paulo State, Southeastern Brazil. **Algological Studies**, v. 94, p. 35-43, 1999.

AZEVEDO, M. T. P.; SANT'ANNA, C. L. *Sphaerocavum*, a new genus of planktic Cyanobacteria from continental water bodies in Brazil. **Algological Studies**, v. 109, p. 79-92, 2003.

AZEVEDO, S. M. F.O. **Toxic Cyanobacteria and the Caruaru Tragedy**. IV Simpósio da Sociedade Brasileira de Toxinologia, Recife, Resumos. 1996.

BACKER, L.; MANASSARAM-BAPTISTE, D.; LEPRELL, R.; BOLTON, B. Cyanobacteria and Algae Blooms: Review of Health and Environmental Data from the **Harmful Algal**

Bloom-Related Illness Surveillance System (HABISS) 2007–2011. *Toxins*, 7(4), 1048–1064. 2015.

BAPTISTA, N. Q.; CAMPOS, C. H. **Fatores históricos, sociais, culturais e políticos do semiárido**. Fundação de Apoio da Universidade Federal do Rio Grande do Sul- FAURGS/VI. Editora IABS, 2013.

BARBOSA, J. E. L. **Dinâmica do fitoplâncton e condicionantes limnológicos nas escalas de tempo (nictimeral/ sazonal) e de espaço (horizontal/ vertical) no açude Traperoá II: trópico semiárido nordestino**. Tese de doutorado – Universidade Federal de São Carlos. UFSCar, 201p. 2006.

BARBOSA, J. E. L.; BORDINI, J. A.; WATANABE, T. **Interferência de alterações climáticas globais no funcionamento de um açude do trópico semiárido paraibano**. São Carlos, Ufscar, 46p. 2002.

BARBOSA, J. E. L.; MEDEIROS, E. S. F. BRASIL, J.; CORDEIRO, R. S.; CRISPIM, M. C.; Silva, B. G. H. G. Aquatic systems in semiarid Brazil: limnology and management. *Acta Limnologica Brasiliensia*. vol. 24, no. 1, p. 103-118. 2012.

BARRETO, F.M.S.; ARAÚJO, J.C. **Relatório Técnico. Consultoria**. V. 1 e 2, Fortaleza-CE, 2007.

BARROS, M. U. G.; WILSON, A. E.; LEITÃO, J. I.R.; PEREIRA, S.P.; BULEY, R. P.; FERNANDEZ-FIGUEROA, E. G.; NETO, J. C. Fatores ambientais associados à proliferação de cianobactérias tóxicas em 20 reservatórios de água potável em região semi-árida do Brasil. **Harmful Algae** 86 p. 128–137. 2019.

BARROS, L. R. **O índice do estado trófico e sua adaptação para os sistemas lênticos do semiárido cearense**. 85 p, 2013. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal do Ceará, Programa de Gestão de Recursos Hídricos do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental. Fortaleza/CE, 2013.

BARROS, R. S. M. **Medidas de Diversidade Biológica**. P. 35:56. 2020. Disponível em: www.file:///C:/Users/franc/AppData/Local/Temp/medidas.diversidade20biolC393gica20Rona120S20M%20Barros.pdf. Acesso em 17 de jul. 2020.

BARBOSA, H. O. **Alternativas para o biomonitoramento em riachos do cerrado com comunidades aquáticas**. Tese de doutorado. Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais. Universidade de Brasília-UNB. Brasília, 95p.; il. 2020.

BATISTA, B. D.; FONSECA, B. M. Fitoplâncton da região central do Lago Paranoá (DF): uma abordagem ecológica e sanitária. **Engenharia Sanitária Ambiental**. v.23 n.2 | mar/abr. 229-241 p. 2018.

- BATISTA, A. A.; MEIRELES, A. C. M.; ANDRADE, E. M.; IZIDIO, N. S. C.; LOPES, F. B. Sazonalidade e variação espacial do índice de estado trófico do açude Orós, Ceará, Brasil. **Revista Agroambiente**, v. 8, n. 1, p. 39-48, 2014.
- BAYER, C. **Manejando os solos agrícolas para alta qualidade em ambientes tropicais e subtropicais**. FERTBIO, 26, Lages. Anais...Lages: UDESC e Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2004. CDROM. 2004.
- BECKER, V. *et al.* Occurrence of anatoxin-a(s) during a bloom of *Anabaena crassina* in a water-supply reservoir in southern Brazil. **J Appl Phycol**, v. 22, p. 235–241, 2010.
- BELTRAME, A. B., PASCHOLATI, S. F. Cianobactérias e algas reduzem os sintomas causados por Tobacco mosaic virus (tmv) em plantas de fumo. **Summa phytopathol.** vol.37 no.2 Botucatu. 2011.
- BEZERRA, A. F. M.; BECKER, V.; MATTOS, A. Balanço de Massa de Fósforo Total e o Estado Trófico em Reservatórios do Semiárido Brasileiro. RBRH – **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. Volume 19 n.2 –Abr/Jun, 67-76. 2014.
- BICUDO, C. E. M.; MENEZES, M. **Gêneros de Algas de Águas Continentais do Brasil (chave para identificação e descrições)**. 2. ed. São Carlos: RIMA, 2006, 502 p.
- BINA, B. **Fatores Ambientais Associados à Dinâmica de Populações de Cianobactérias e Eutrofização no Reservatório de São Simão**. Tese de doutorado: Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre. Universidade Federal de Minas Gerais. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte- MG. 2008.
- BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. do C. *et al.* Cyanobacteria, microcystins and cylindrospermopsin in public drinking supply reservoirs of Brazil. An. **Acad. Bras. Ciênc.**, v. 86, n. 1, p. 297-309, 2014.
- BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C. *et al.* Seasonal dynamics of cyanobacteria in a eutrophic reservoir (Arcoverde) in a semi-arid region of Brazil **Braz. J. Biol.** vol. 72, no. 3, p. 533-544. 2012.
- BLEY JR., C. Erosão Solar: riscos para a agricultura nos trópicos. **Ciência Hoje**. v.25, n.148, p.24-29, 1999.
- BONFIM, F. M. **Análise de impacto ambiental e da qualidade da água na zona urbana de Crateús – CE**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Ceará. Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Fortaleza, 145f. 2013.
- BONILLA, S.; AUBRIOT, L.; SOARES, M. C. S.; GONZÁLEZ-PIANA, M.; FABRE, A.;
- HUSZAR, V. L. M.; LÜRLING, M.; ANTONIADES, D.; PADISÁK, J.; KRUK, C. What drives the distribution of the bloom-forming cyanobacteria *Planktothrix agardhii* and *Cylindrospermopsis raciborskii*? **FEMS Microbiology Ecology**, v.79, n.3, p.594-607, 2012.

BOUVY, M., MOLICA, R., OLIVEIRA, S., MARINHO, M. and BEKER, B. Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in the semi-arid of northeast Brazil. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 20, n. 3, p. 285-297. 1999.

BRAGA, G. G. *et al.* Influência da estiagem prolongada na qualidade da água de reservatórios tropicais em uma região semiárida. **Acta Limnol. Bras**, v. 27, n. 1, p. 15-23, 2015.

BRASIL, J.; ATTAYDE, J.L.; VASCONCELOS, F.R.; DANTAS, D.D.F.; HUSZAR, V.L. M. Drought induced water-level reduction favors cyanobacteria blooms in tropical shallow lakes. **Hydrobiologia**. 770 p. 145-164. 2016.

BRASIL, J.; HUSZAR, V. L. M. “O papel dos traços funcionais na ecologia do fitoplâncton continental”. **Oecologia Australis** 15 (4), 799-834. 2011.

BRASIL. CONAMA. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 18 março 2005. Seção 1, n. 53, p. 58-63. 2005.

BRASIL. Ministério da Saúde. Gabinete do Ministro. **Portaria de Consolidação nº 5, de 03 de outubro de 2017**. Dispõe sobre a consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. Diário Oficial da União: República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, Seção 1, nº 190, p. 360.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. **Cianobactérias/ cianotoxinas: procedimentos de coleta, preservação e análise**. Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde, Departamento de Vigilância em Saúde Ambiental e Saúde do Trabalhador. – Brasília: Ministério da Saúde, 106 p. 2015.

BRIAND, J. F.; LÉBOULANGER, C.; HUMBERT, J. F.; BERNARD, C.; DUFOUR, P. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) Invasion at Mid-Latitudes: Selection, wide Physiological Tolerance, or Globalwarming **Journal of Phycology** · April 2004. 40, 231–238. 2004. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/227523364>. Acesso em: 08 de mai 2020.

BRIAND, J. F.; ROBILLOT, C.; QUIBLIER-LLOBERAS, C.; HUMBERT, J.F.; COUTÉ, A.; BERNARD, C. Environmental context of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) blooms in a shallow pond in France. **Water Research**, vol. 36, p. 3183-92, 2002.

CÂMARA, F. R. A. LIMA, A. K. A. ROCHA, O.; CHELLAPPA, N. T. The role of nutrient dynamics on the phytoplankton biomass (chlorophylla-a) of a reservoir- channel continuum in a semi-arid tropical region. **Acta Limnol. Bras**. 21 (4); p. 431-439, 2009.

CÂMARA, F. R. A.; ROCHA, O.; PESSOA, E. K. R.; CHELLAPPA, S.; CHELLAPPA, N. T. Morphofunctional changes of phytoplankton community during pluvial anomaly in a tropical reservoir. **Brazilian Journal of Biology**, 75, 628 – 637. 2015.

CANUTO, Thiciana Guedes et al. Estimativa do risco potencial de contaminação por pesticidas de águas superficiais e subterrâneas do município de Tianguá-ce, com aplicação do método de Goss e índice de Gus. **Águas Subterrâneas**, 2010.

CARDOSO, A. S.; MARWELL, D. T. B.; SOBRAL, M. C. M.; MELO, G. L.; CASÉ, M. C. C. Análise da presença do fitoplâncton em bacia integrante do Projeto de Integração do Rio São Francisco, região semiárida, Nordeste brasileiro. **Eng. Sanit. Ambient.** [online]. vol.22, n.2, pp.261-269. Epub Nov 21, 2016.

CARLSON, R.E. A trophic state index for lakes. **Limnology and oceanography**, Minneapolis, v. 22, n. 2, p. 361-369, 1977.

CARMICHAEL, W. W. and FALCONER, I. R. **Diseases Related to Freshwater Blue-Green Algal Toxins, and Control Measures**. In: Algal Toxins in seafood and Drinking Water, Academic press. London. UK, pp. 187,209. 1993.

CARMICHAEL, W. W. Health effects of Toxin-Producing Cyanobacteria: "The benthic macroinvertebrates. In: **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. (D. M. Rosenberg e V. H. Resh, ed.), pp. 195-233, New York: Chapman e Hall. 1993.

CARMICHAEL, W. W. **The Cyanotoxins**, adv. Bot. Res. 27: 1-256. 1997.

CARMICHAEL, W. W.; AZEVEDO, S.; AN, J. S.; MOLICA, R. J. R.; JOCHIMSEN, E. M.; LAU, S.; RINEHART, K. L.; SHAW, G. R.; EAGLESHAM, G. K. Human fatalities from cyanobacteria: chemical and biological evidence for cyanotoxins. **Environmental Health Perspectives**, v. 109, n. 7, p. 663-668, 2001.

CASAL- Companhia de Saneamento de Alagoas – Casal. **Relatório Circunstanciado sobre as interrupções sobre das captações pertencentes ao Sistema Coletivo da Adutora do Sertão, Alagoas**, 2015.

CASTRO, A. A. J.; BICUDO, C. E. M.; BICUDO, D. C. Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Algas 2: Cryptophyceae. **Hoehnea**, v. 18, n. 1, p. 87-106, 1991.

CASTRO, N. O.; MOSER, G. A. O. Florações de Algas Nocivas e seus Efeitos Ambientais. **Oecologia Australis**. p. 30. 16(2): 235-264, Jun. 2012. <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2012.1602.05>.

CASTRO REIS, L. A. **Diatomáceas Perifíticas Como Bioindicadoras da Qualidade da Água no rio São Mateus, ES**. Dissertação de Mestrado em Biodiversidade Tropical. Universidade Federal do Espírito Santo. São Mateus, Espírito Santo-ES. Julho de 2014.

CAVALCANTE, I. Açude Banabuiú atinge nível que não era registrado há mais de quatro anos. **Opovoonline**. 14 de abril de 2019. Caderno Publicidade. 2019. Disponível: <https://www.opovo.com.br/noticias/ceara/banabuiu/2019/05/14atingenivelqueno-era-registrado-ha-mais-de-quatro-anos.html>. Acesso em: 10 ago.2019.

CEARÀ - **Desenvolvimento de uma metodologia de Modelagem de Qualidade de Água para os Reservatórios do Estado do Ceará**. Relatório 3 –Estratégia Proposta e Análise dos Resultados, Fortaleza-CE, Julho, 2016.

CEARÁ- **Plano de Ações Estratégicas de Recursos Hídricos do Ceará**. Março de 2018.

CEARÁ, Assembleia Legislativa. **Plano Estratégico dos Recursos Hídricos do Ceará**. Pacto das Águas. Fortaleza. 408 p. INESP, 2010.

CEARÁ, Secretaria dos Recursos Hídricos. **Plano de Gerenciamento das Bacias Hidrográficas Metropolitanas**, 2000, atualizado em 2010.

CEARÁ. Assembleia Legislativa. **Caderno regional da sub-bacia do Banabuiú** / Conselho de Altos Estudos e Assuntos Estratégicos, Assembleia Legislativa do Estado do Ceará; Eudoro Walter de Santana (Coordenador). Fortaleza: INESP, 2009.

CEARÁ. Casa Civil. **Resolução CONERH Nº. 03/2011**. Aprova a divisão da Bacia do Parnaíba (Poti-Longá) em duas outras, Bacia Hidrográfica dos Sertões de Crateús e Bacia Hidrográfica da Serra da Ibiapaba e dá outras providências. Diário Oficial do Estado do Ceará. Série 3, Ano IV, Nº. 23, p.59. Fortaleza, 01 fev. 2012.

CEARÁ. **Programa de Ação Estadual de Combate à Desertificação e Mitigação dos Efeitos da Seca, PAE-CE**. Fortaleza: Ministério do Meio Ambiente / Secretaria dos Recursos Hídricos, 2010.

CEARÁ. Secretaria dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará. **Atlas eletrônico dos recursos hídricos do Ceará**. Disponível em: <<http://atlas.srh.ce.gov.br/infra-estrutura/acudes/detalhaCaracteristicasTecnicas>>. Acesso em: 20 nov. 2017.

CETESB - **Manual de cianobactérias planctônicas: legislação, orientações para o monitoramento e aspectos ambientais** / CETESB; Maria do Carmo Carvalho ... [et al.]. --São Paulo: 2013. Disponível também em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br>>. Acesso: 21 de maio de 2021.

CHANG, H.; BONNETTE, M. R. Climate change and water-related ecosystem services: impacts of drought in California, USA. **Ecosystem health and sustainability**, Washington, v.2, n.12, 1-19, 2016.

CHAVES, F. I. B.; LIMA, P. F.; LEITÃO, R. C.; PAULINO, W. D.; SANTAELLA, S. T. Influence of rainfall on the trophic status of a Brazilian semiarid reservoir. **Acta Scientiarum**, v. 35, p. 505-511, 2013.

CHELLAPPA, N. T. A.; BORBA, J. M. A.; ROCHA, O. B. Phytoplankton community and physical-chemical characteristics of water in the public reservoir of Cruzeta, RN, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 3, p. 477-494, 2008.

CHELLAPPA, N. T.; CHELLAPPA, S. L.; CHELLAPPA, S. Harmful Phytoplankton Blooms and Fish Mortality in a eutrophicated reservoir of Northeast Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 51, n. 4, p.833-841, 2008.

CHELLAPPA, N. T.; COSTA, M. A. M. Dominant and co-existing species of Cyanobacteria from a eutrophicated reservoir of Rio Grande do Norte State, Brazil. **Acta Oecologica**, v.24, Supplement 1, p.3-10, 2003.

CHELLAPPA, N. T. A.; CÂMARA, F. R. A.; ROCHA, O. Phytoplankton community: indicator of water quality in the Armando Ribeiro Gonçalves Reservoir and Pataxó Channel, Rio Grande do Norte, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 69, n. 2, p. 241-251, 2009.

CHEN, C.; JU, Y.; CHEN, C.; DONG, C. Evaluation of organic pollution and eutrophication status of Kaohsiung Harbor, Taiwan. *International Biodeterioration and Biodegradation*, v. 13, p. 318-324. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.03.024>. 2016.

CHORUS, I.; BARTRAM, J. **Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management**, WHO, E&FN Spon, Routledge, London. 1999.

CHORUS, I.; MUR, L.R. Preventive measures. In: CHORUS, I.; BARTRAM, J. (Ed.). *Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management*. New York: E & FN Spon. p.235-274. 1999.

CHRETIENNOT-DINET, M.J.; RICARD, M. Marine phytoplankton: how many species in the world? *Journal of Plankton*. Res. 13:1093-1099. 1991.

COGERH - **Anuário do Monitoramento Qualitativo dos Principais Açudes do Estado do Ceará 2017**. Fortaleza: Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos (COGERH), 2018.

COGERH - **Anuário do Monitoramento Quantitativo dos Principais Açudes do Estado do Ceará**. Fortaleza: Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos (COGERH), 248 p. 2009.

COGERH - Avaliação Mensal da Situação dos Açudes. **Situação dos Açudes**. 27p., Fortaleza. 2018.

COGERH - Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos. **Plano de Gerenciamento das Águas das Bacias Metropolitanas**. Fortaleza: COGERH. 2010.

COGERH - **Qualidade das Águas dos Açudes Monitorados pela Cogeh** – Campanha de Fevereiro/2019. Relatório Final. P.16, Fortaleza. 2019.

COGERH- **Relatório de Diagnóstico Ambiental das Bacias Metropolitanas**. Disponível em:<http://portal.cogerh.com.br/wcontent/uploads/2018/10/Relatorio%20Diagnosticoambietal%20das%20Bacias%20Metropolitanas.pdf>. Acesso em 17. Ago. 2016.

_____. Portal Hidrológico. Disponível em:<http://www.cogerh.com.br/portalthidrologico>. Acesso em: 17 ago. 2019.

COMAS, A. Las Chlorococcales dulciacuículas de Cuba. *Bibliotheca Phycologica* **99**. Cramer, 192 p. 1996.

COMPANHIA DE GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS (Brasil). **Inventário Ambiental do Açude Banabuiú**. Fortaleza: COGERH, 11 p. 2011.

COMPANHIA DE GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS (Brasil). **Relatório de Alocação Negociada de Água** – 2010 bacia do Rio Banabuiú. Maio, 2011.

COMPANHIA DE GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS (Brasil). **Inventário Ambiental do Açude Acarape do Meio**. Fortaleza: COGERH, 28 p. 2008.

COMPANHIA DE GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS (Brasil). **Inventário ambiental do açude Jaburu I. 2008**. Fortaleza: COGERH, 37 p. 2008.

COMPANHIA DE GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS (Brasil). **Manual de Operação da Sala de Situação do Ceará**. Março, 2016.

COMPANHIA DE GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS (COGERH). **Comitê das Bacias Hidrográficas Metropolitanas**. Fortaleza: COGERH, 2015. Disponível em: <<http://portal.cogerh.com.br/comite-das-bacias-hidrograficas-metropolitanas/>>. Acesso em: 09 out. 2019.

Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Ceará, 2014. Planilha Eletrônica Microsoft Excel –**Cadastro de Usuários do Açude Jaburu I**. Crateús, 2014.

COSTA, I. A. S.; CUNHA, S. R. S.; PANOSSO, R.; ARAÚJO, M. F. F.; MELO, J. L. S.; ESKINAZI-SANT'ANNA, E.; M. Dinâmica de cianobactérias em reservatórios eutróficos do semiárido do Rio Grande do Norte. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n. 2, p. 382-401. 2009.

COSTA, I. A.; AZEVEDO, S. M. F. O.; SENNA, P. A.; BERNARDO, R. R.; COSTA, S. M.; CHELLAPPA, N. T. Occurrence of toxinproducing cyanobacteria blooms in a brazilian semiarid reservoir. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, n. 1, p. 211-219. 2006.

COSTA, J. A.; RODRIGUES, G. P. Space-time distribution of rainfall anomaly index (RAI) for the Salgado Basin, Ceará State – Brazil. **Ciência e Natura**, Santa Maria, v. 39, n. 3, p. 627-634, set./dez. 2017.

COSTA, L. R.; SANTOS, J. O.; OLIVEIRA, V. P. V. Abordagem Geoambiental na Análise da Degradação Ambiental na Bacia Hidrográfica do Rio Banabuiú – CE. **Revista GeoAmazônia** – ISSN: 2358-1778 (on line) 1980-7759 (impresso), Belém, v. 04, n. 08, p. 27- 45, jul./dez. 2016.

COSTA, M. S.; LIMA, K. C.; ANDRADE M.M.; GONÇALVES, W.A. Tendências observadas em extremos de precipitação sobre a região semiárida do Nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 08 n. 05, p. 1321 -1334. 2015.

COTOVICZ JÚNIOR, L. C.; Brandini, N.; Knoppers, B. A.; Mizerkowski, B. D., Sterza, J. M., Ovalle, A. R. C., Medeiros, P. R. P. Assessment of the trophic status of four coastal lagoons and one estuarine delta, eastern Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.185, p.3297-3311, 2013.

CPRM – Serviço geológico do Brasil. **Mapa geológico do Estado do Ceará**. Escala 1:500.000, Ceará. CPRM, 2003.

CPTEC. **Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos**. Disponível em:<<http://www.cptec.inpe.br/noticias/imprimir/22551>>. Acesso em: 27 maio. 2020.

CRUZ P. S. *et al.* Dinâmica do fitoplâncton e evolução trófica de reservatório no Semiárido brasileiro. **Revista Verde**, v.13, n.4, p.495-500, 2018.

CRUZ, P. S. **Dinâmica de cianobactérias durante o período de estiagem prolongada no semiárido brasileiro e suas implicações para a qualidade da água**. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Estadual da Paraíba, centro de Ciências e Tecnologia. 109 p. 2019.

CRUZ, P. S.; VIANA, L. G.; CHAVES, T. L. D.; SILVA, D.; BARBOSA, J. E. L. **Cianobactérias e cianotoxinas em mananciais de abastecimento: implicações no tratamento da água**. Cap. 3. 2017.

CRUZ, P. SILVA R.; SILVA D. S.; OLIVEIRA, D. A.; VIANA, L. G.; SILVA, L.; Barbosa, J. E. L. Dinâmica do fitoplâncton e evolução trófica de reservatório no Semiárido brasileiro. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**. V.13, Nº 4, p. 495-500, 2018.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C.; LAMPARELLI, M. C. A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSIts). **Ecological Engineering**, v.60, p. 126-134, 2013.

DA SILVA, A. C. B. **Qualidade da Água e comunidade Íctia do Açude Marengo (Madalena, CE) Durante o Período de estiagem**. (Dissertação de Mestrado) Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Pesca e Recursos Pesqueiros. Universidade Federal do Ceará, Fortaleza-CE, p.90. 2014.

DALY, A.; BAETENS, J.; DE BAETS, B. Ecological Diversity: Measuring the Unmeasurable. **Mathematics**, 6(7), 119. doi:10.3390/math6070119. 2018.

DANTAS, E. W., BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; MOURA, A. N. Dynamics of phytoplankton associations in three reservoirs in northeastern Brazil assessed using Reynolds' theory. **Limnologica**,42(1):72-80. 2012.

DANTAS, E.W.; MOURA, A. N.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C.; ARRUDA-NETO CAVALCANTI A, D. C. Variação temporal da comunidade fitoplanctônica em intervalos curtos de amostragem no reservatório de Mundaú, Nordeste do Brasil. **Acta Bot Brasil** 22 (4): 970-982. 2008.

DE-CARLI, P. B.; LOPEZ-DOVAL, J.; COSTA RODRIGUES, E.; POMPÊO, M, Variação espacial e sazonal do zooplâncton nos reservatórios do Sistema Cantareira, Brasil, 12, 10.4136/ambi-agua.1935 **Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**. 2017.

DELLAMATRICE, P. M. *et al.* Avaliação da toxicidade da água e sedimento do Açude Jaburu (Ceará-BR) na região do semiárido. **Holos Environment**, v. 12, n. 2, p. 168-178, 2012.

DEMERES, S. TERRIALT, J. C. BOURGET, E.; BAH, A. Ressuspension in the shallow sublittoral zone of a macrotidal estuarine environment wind influence. **Limnologia and Oceanography**, Baltimore. V. 32. N. 2 p. 327-339, 1987.

DIÁRIO DO NORDESTE. **Moradores comemoram aporte em açude de Independência**. Diário do Nordeste, Fortaleza, 24 fev. 2018. Região. Disponível: <https://diariodonordeste.verdesmares.com.br/editorias/regiao/online/moradores-comemoram-aporte-em-acude-de-independencia-1.1899675>. Acesso em: 27 de dez, 2019.

DITTMANN, E.; WIEGAND, C. Cyanobacterial toxins--occurrence, biosynthesis and impact on human affairs. **Molecular Nutrition Food Research**, v. 50, n. 1, p. 7-17, Jan. 2006.

CEBALLOS, B.S.O. Variabilidade Temporal (Nictemeral Vertical e Sazonal) das condições Limnológicas de Açudes do Trópico Semiárido Paraibano. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**. Suplemento Especial, n.1, p. 1-19, 2006.

DIVINO, F.; ÄRJE J.; PENTTINEN A.; MEISSNER K.; KÄRKKÄINEN S. **Empirical Bayes to assess ecological diversity and similarity with overdispersion in multivariate counts**. arXiv:1810.04748v1 [stat.AP] 10 Oct. 2018. Disponível em: <https://arxiv.org/pdf/1810.04748.pdf>. Acesso: 30, jul., 2019.

DOKULIL, M. T, TEUBNER, K. Cyanobacterial dominance in lakes. **Hydrobiologia**. 438: 1-12p. 2000. <http://www.funceme.br/app/calendario/produto/municipios/maxima/diario>. Acesso: 18 set, 2019.

DRUCKMAN, A.; JACKSON, T. Measuring resource inequalities: The concepts and methodology for an area-based Gini coefficient. **Ecological Economics**, v. 65, n. 13, p. 242-252, 2008.

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

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 3ª edição, 2011.

ESTEVEES, F. A.; BOZELLI, R. L.; CAMARGO, A. F. M.; ROLAND, F. THOMAZ, S. M. Variação diária (24 horas) de temperatura, O₂ dissolvido, pH, e alcalinidade em duas lagoas costeiras do Estado do rio de janeiro e suas implicações no metabolismo destes ecossistemas. **Acta Limnol. Brasil.**, São Carlos, v. 2, p. 99-127. 2008.

FALCONER, I. R. *Cylindrospermopsis Toxicity*. In: FALCONER, I. R. (Ed.). **Cyanobacterial toxins of drinking water supplies**. Boca Raton: CRC Press, 2005.

FEITOSA, F. A. C.; BENVENUTI, S. M. P. **Programa de Recenseamento de Fontes de Abastecimento por Água Subterrânea no Estado do Ceará**. Diagnóstico do Município de Independência. Fortaleza: CPRM, 1998.

FERNANDES, A. C. M. **Macroinvertebrados Bentônicos como Indicadores Biológicos de Qualidade da Água: Proposta para Elaboração de um Índice de Integridade Biológica**.

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade de Brasília. Brasília-DF, 2007.

FERRAGUT, C.; LOPES, M. R. M.; BICUDO, D. C.; BICUDO, C. E. M.; VERCELLINO, I. S. Ficoflórula perifítica e planctônica (exceto Bacillariophyceae) de um reservatório oligotrófico raso (Lago do IAG, São Paulo). **Hoehnea**, v. 32, p. 137-184, 2005.

FERREIRA, P. S. et al. Variabilidade Espaço-Temporal das Tendências de Precipitação na Mesorregião Sul Cearense e sua Relação com as Anomalias de TSM. **Revista Brasileira de Meteorologia**. vol.33 no.1 São Paulo Jan./Mar. 2018.

FERNÁNDEZ-TEJEDOR, M.; SOUBRIER-PEDREÑO, M.A. & FURONES, M.D. Acute LD₅₀ of a *Gyrodinium corsicum* natural population for *Sparus aurata* and *Dicentrarchus labrax*. **Harmful Algae**, 3: 1-9, <http://dx.doi.org/10.1016/j.hal.2003.07.002>. 2004.

FERRAZ, H. D. A. **Associação da Ocorrência de Cianobactérias às Variações de Parâmetros de Qualidade da Água em quatro Bacias Hidrográficas de Minas Gerais**. Belo Horizonte, pág. 95. 2012.

FIGUEIREDO, S. B. **Avaliação da qualidade da água da Sub-bacia do Rio Cuiabá-MT aplicando Análise Multivariada**. 140 f. (Mestrado em Recursos Hídricos). Instituto de Ciências Exatas e da Terra, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2012.

FLORES-LOPES, F.; CETRA, M.; MALABARBA, L.R. Utilization of ecological indexes on assemblages of fish as instrument of assessment of the environmental degradation in monitoring programs. **Biota Neotropical**. 10(4): <http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/en/abstract?article+bn0371004>. 2010.

FONSECA, F. S.; RUVIERI, V.; ONAKA, E. M.; LISBOA, R. S.; SCORSAFAVA, M. SABINO, A. M. Influência de fatores climatológicos na ocorrência de microcistina. **Rev Inst Adolfo Lutz**.; 69(4):461-6. 2010.

FONSECA, J. R., VIEIRA, P. C. S., KUJBIDA, P., & COSTA, I. A. S. Cyanobacterial occurrence and detection of microcystins and saxitoxins in reservoirs of the Brazilian semiarid. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 27(1), 78–92. 2015.

FREIRE, R. H. F. **Contribuição ao conhecimento limnológico de reservatórios do semiárido brasileiro que abastecem a Região Metropolitana de Fortaleza: Açudes Pacajus e Gavião**. Tese Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos-São Carlos: USP, 246p. 2007.

FREIRE, R. H.F.; CALIJURI, M. C.; SANTAELLA, S. T. Longitudinal patterns and variations in water quality in a reservoir in the semiarid region of NE Brazil: responses to hydrological and climatic changes. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 21. P.251-262, 2009.

FREITAS, F. R. S.; RIGHETTO, A. M.; ATTAYDE, J. L. Cargas de fósforo total e material em suspensão em um reservatório do semiárido brasileiro. **Oecologia Australis** 15(3): 655-665, Set. doi:10.4257/oeco.2011.1503.16. 2011.

FUCK JÚNIOR, S.C. F. Subsídio à Gestão Ambiental: descrição fisiográfica e análise funcional das bacias hidrográficas do Ceará. **Revista Eletrônica do Curso de Geografia do Campus Jataí -UFG**. Jataí, GO, N.10. jan-jun. 2008.

FUNARI, E.; TESTAI, E. **Human Health Risk Assessment Related to Cyanotoxins Exposure**. Environment and Primary Prevention Department, v.38. p.97-125, 2008.

FUNCEME. Calendario. 2017. Disponível em: www.funceme.br/app/calendario/produto/municipios/maxima/diario. Acesso em: 18 set. 2019.

GABRIELSON, J. O.; LUKATELICH, R.J. Wind related resuspension of sediments in Peel-Harvery Estuarine System. **Estuarine, Coastal, and Shelf Science**. London, v. 20. n. 2 p. 135-145. 1985.

GALVEZ-CLOUTIER, R.; SANCHEZ, M. Trophic Status Evaluation for 154 lakes in Quebec, Canada: Monitoring and Recommendations. **Water Quality Research Journal of Canada**, v. 42, p. 252-268. 2007.

GANGULY, D.; PATRA, S.; MUDULI, P.R.; VARDHAN, K.V.; R., A.K.; ROBIN, R.S.; SUBRAMANIAN, B.R. Influence of nutrient input on the trophic state of a tropical *brackish water lagoon*. **Journal of Earth System Science**, v. 124, p. 1005-1017. 2015.

GREGO, C. K. S. **Estrutura e dinâmica do Fitoplâncton no estuário do Rio Ariquindá, Tamandaré, Pernambuco, Brasil**. Tese (Doutorado) – Universidade Federal Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, 148 f. 2010.

GENTIL, R. C.; TUCCI, A.; SANT' ANNA, C. L. Dinâmica da comunidade fitoplanctônica e aspectos sanitários de um lago urbano eutrófico em São Paulo, SP. **Hoehnea**, v.35, n 2, p.265-280, 2008.

GODINHO, L. R. **Família Scenedesmaceae no Estado de São Paulo: Levantamento florístico**. Tese (Doutorado em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente) - Instituto de Botânica, São Paulo, 2009.

GODINHO, L. R.; COMAS, A. A.; BICUDO, C. E. M. Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. **Algas**, 30: Chlorophyceae (família Scenedesmaceae). **Hoehnea**, v. 37, n. 3, p. 513-553, 2010.

GOTELLI, N. J.; CHAO, A. Measuring and estimating species richness, species diversity, and biotic similarity from sampling data. In S. A. Levin, editor, **Encyclopedia of Biodiversity**, Volume 5, pages 195–211. Academic Press, Waltham, US. 2013.

GRANÉLI, E.; JOHANSSON, N. Increase in the production of allelopathic substances by *Prymnesium parvum* cells grown under N- or P-deficient conditions. *Harmful Algae*, 2: 135-145, 2003. Doi.org/10.1016/S1568-9883(03)00006-4.

GRANÉLI, E.; WEBERG, M.; SALOMON, P.S. Harmful algal blooms of allelopathic microalgal species: the role of eutrophication. *Harmful Algae*, 8: 94-102, doi.org/10.1016/j.hal.2008.08.011. 2008.

GREEN, M.B.; FINLAY, J. C. Patterns of hydrologic control over stream water total nitrogen to total phosphorus ratios. *Biogeochemistry*, v.99, p.15-30, 2010.

GUILDFORD, S. J.; HECKY, R. E. Total nitrogen, total phosphorus, and nutrient limitation in lakes and oceans: Is there a common relationship? *Limnology and Oceanography* 45 (6): 1213-1223. 2000.

GUIRY, M.D. How many species of algae are there? Phycological Society of America. KASTING, F.K.; SIEFERT, J.L. 2002. Life and the Evolution of Earth's Atmosphere. *Science* 296, 1066. 2012.

GUTIÉRREZ-PRAENA, D.; JOS, A.; PICHARDO, S.; MORENO, I.M.; CAMEÁN, A. M. Presence and bioaccumulation of microcystins and cylindrospermopsin in food and the effectiveness of some cooking techniques at decreasing their concentrations: a review, *Food and Chemical Toxicology*, 53. 139 – 152. 2013.

HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*. v. 4, n.1, 9p. 2001. Disponível em: <http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm> Acesso em: 10/06/2019.

HALL, R.I.; SMOL, J.P. Diatoms as indicators of lake eutrophication. In: Stoermer, E. F. & SMOL, J. P.(eds).**The Diatoms: Applications for the environmental and Earth Sciences**. Cambridge: University Press. p. 128-168. 1999.

HAVENS, K. E.; THOMAS JAMES, R.; EAST, T. L.; SMITH, V. H. N:P ratios, light limitation, and cyanobacterial dominance in a subtropical lake impacted by non-point source nutrient pollution. *Environmental Pollution*, v.122, p.379-390, 2003.

HEINONEN P. *et al.* **Monitoring and assessment of the ecological status of lakes** - a pilot procedure developed and tested in the Life Vuoksi project. The Finnish Environment 719. Finnish Environment Institute. Edita, Helsinki Disponível em: <https://core.ac.uk/download/pdf/16390433.pdf>, em: 17/06/2019.

HELLAWELL, J.M. Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. *Elsevier Applied Science*, London. 546p. 1989.

HENDRY, G.A.F.; GRIME J.P. (Eds.) **Methods in comparative plant ecology**. London.Chapman e Hall, p.148-152. 1993.

HENNEMANN, M.C.; PETRUCUI, M.M. Spatial and temporal dynamic of trophic relevant parameters in a subtropical coastal lagoon in Brazil. **Environmental Monitoring Assessment**, v. 181, p. 347-361. <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1833-5>. 2011.

HENRICH-PRAST, A.; MAROTTA, H.; DOS SANTOS, R. O. O monitoramento limnológico: um instrumento para a conservação dos recursos hídricos no planejamento e na gestão urbano-ambientais. **Ambiente e Sociedade**. Campinas v. XI, n. 1p. 67-79 jan. –Jun. 2008.

HENRY, R. **Heart budgets, thermal structure and dissolved oxygen in Brazilian reservoirs**. In: J G Tundisi; M. Straskraba. (Org.). Theoretical reservoir ecology and its applications. Ed.: Backhuys Publishers, v. 1, p. 125-151. 1999.

HONG, *et al.* Subtropical zooplankton assemblage promotes the harmful cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* in a mesocosm, Experimente. **J. Plankton Res.** 37 (1); 90-101. 2015.

HONGYU, *et al.*, Análise de Componentes Principais: resumo teórico, aplicação e interpretação. **E&S-Engineering and Science**. Volume 1, Edição 5. ISSN: 2358-5390DOI: 10.18607/ES20165053. p.8. 2015.

HOTELLING, H. Analysis of a complex of statistical variables into principal components. **The Journal Educational Psychology**, Cambridge, v.24, p.498-520, 1933.

HU, Z.; CAI, Y.; GUO, L.; CHEN, Q.; LIU, T.; CHI, F.; YANG, L. The habitat type and trophic state determine benthic macroinvertebrate assemblages in lowland shallow lakes of China. **Journal of limnology**, Nanjing, v. 75, n.2, p. 330-339, 2016.

HUSZAR, V. L. M.; CARACO, N. F.; ROLAND, F.; COLE, J. “Nutrient-chlorophyll relationships in tropical-subtropical lakes: do temperate models fit” **Biogeochemistry**, vol. 79, n. 1-2, pp. 239-250. 2006.

HUSZAR, V.L.M.; SILVA, L.H.S.; MARINHO, M.; DOMINGOS, P.; SANT’ANNA, C.L. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. **Hydrobiologia**, 424(1-3), 67-77. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1003996710416>. 2000.

HUTCHINSON, G.E. Concluding remarks. **Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology**, v. 22, p. 415-427. 1967.

IBGE, 2019: Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/ce.html>. Acesso:14. Nov. 2019.

INSTITUTO NACIONAL DO SEMIÁRIDO - INSA. **Recursos hídricos em regiões áridas e semiáridas**. Campina Grande, PB: Instituto Nacional do Semiárido Disponível em: <http://www.insa.gov.br/censosab/index.php>. Acesso em: 05/out. 2019.

INSTITUTO NACIONAL DO SEMIÁRIDO - INSA. **Sinopse do Censo Demográfico para o Semiárido Brasileiro**/Salomão de Sousa Medeiros...[et al.]. Campina Grande: INSA, 2012.

IPEA - Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. **Avaliação de políticas públicas no Brasil: uma análise do semiárido** / Coord. Daniel da Mata, Rogério Edivaldo Freitas, Guilherme Mendes Resende. Brasília. v. 4 (397 p.) Ipea, ISBN: 978-85-7811-359-9. 2019.

IPCC - **Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas** (IPCC). Publicado em pdf em 6 de outubro de 2018 em Incheon, Coreia do Sul, revisão de janeiro de 2019. <https://pt.wikisource.org/RelatoriодоIPCC>. Aquecimento global. ISBN 978-92-9169-151-7. Disponível em: 16.out, 2019.

IGNATIADES, L.; GOTSIS-SKRETAS, O. A review on toxic and harmful algae in greek coastal waters (E. Mediterranean Sea). *Toxins*, 2: 1019-1037, <http://dx.doi.org/toxins.2010>.

ISTVÁNOVICS, V., SHAFIK, H. M., PRÉSING, M. & JUHOS, S. "Growth and phosphate uptake kinetics of the cyanobacterium, *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanophyceae) in through flow cultures", *Fresh. Biol.* v.43, pp. 257-275. 2000.

JUNQUEIRA, M.V. *et al.* Qualidade de Água de Rios Tropicais – Síntese do Conhecimento e Estudo de Caso: Bacia do Alto Rio Doce. **RBCIAMB** | n.49 15-33| set 2018.

JUNQUEIRA, M.V.; AMARANTE, M.C.; DIAS, C.F.S.; FRANÇA, E.S., Biomonitoramento da qualidade das águas da Bacia do Alto Rio das Velhas-MG/Brazil) através de macroinvertebrados. *Acta Limnológica Brasiliensia*, vol. 12, no. 1, p. 73-87. 2000.

JUNQUEIRA, M. V.; CAMPOS, M. C. S. Adaptation of the "BMWP" method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). *Acta Limnológica Brasiliensia*, v. 10, n. 2, p. 125-135, 1998.

KAIBLINGER, C.; ANNEVILLE, O.; TADONLEKE, R.; RIMET, F.; DRUART, J. C.; GUILLARD, J. e DOKULIL. M. "Central European water quality indices applied to longterm data from peri-alpine lakes: test and possible improvements". *Hydrobiologia*, 633: p. 67-74. 2009.

KALFF, J. 2002. *Limnology*. Prentice-Hall. 592pp.

KARR, J. R. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6(6): 21-27. 1981.

KENT, E. HOLSINGER, "**Diversity, Stability, and Ecosystem Function**," 2016. Disponível:<http://darwin.eeb.uconn.edu/eeb310/lecture-notes/diversity-stability.pdf>. Acessado em set 4, 2019.

KHAN F.A, ANSARI A. A. **Eutrophication: an ecological vision**. The Botanical Review.;71(4):449-482. doi: 10.1663/0006-8101(2005)071[0449:EAEV]2.0.CO;2. 2005.

KIMMEL, B. L.; LIND, O. T.; PAULSON, L. J. Reservoir primary production. In: Thornton, K. W., Kimmel, B. L. e Payne, F. E. reservoir limnology: **ecological perspectives**. New York, John Wiley e Sons. 246p. 1990.

KITSIOU, D.; KARYDIS, M. Categorical mapping of marine eutrophication based on ecological indices. *Sci. Total Environ.* 255,113-127. 2000.

KAMIYAMA, T.; ARIMA, S. Lethal effect of the dinoflagellate *Heterocapsa circularisquama* upon the tintinnid ciliate *Favella taraikaensis*. **Marine Ecology Progress Series**, 160: 27-33, <http://dx.doi.org/10.3354/meps160027>. 1997.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Cyanoprokaryota, 2: oscillatoriales. In Süßwasserflora von Mitteleuropa (B. Büdel, L. Krienitz, G. Gärtner; M. Schagerl, eds.). **Elsevier Spektrum Akademischer Verlag**, münchen, v.19, p.1-759. 2005.

KOMÁREK, J, KAŠTOVSKÝ, J, MAREŠ, J, JOHANSEN, J R. Taxonomic classification of cyanoprokaryotes (cyanobacterial genera) 2014, using a polyphasic approach. **Preslia**, 86(4), 295-335. 2014.

KOMÁREK, J.; AZEVEDO, M. T. P. Geitlerinema unigranulatum, a common tropical cyanoprokaryote from freshwater reservoirs in Brazil. **Algological Studies**, v. 99, p. 39-52, 2000.

KOMÁREK, J.; FOTT, B. Chlorophyceae (Grünalgen), Ordiniung: Chlorococcales. In: G. Huber-Pestalozzi, H. Heynig & D. Mollenhauer (eds.). Das Phytoplankton des Süßwasser: systematik und biologie. **Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung**, Stuttgart, pp. 1-1044. 1983.

KOMÁRKOVÁ-LEGNEROVÁ, J.; CRONBERG, G. Planktic blue-green algae from lakes in South Scania, Sweden. Part I. Chroococcales. **Algological Studies**, v. 72, p. 13-51, 1994.

KÖPPEN, W. Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra. Fondo de Cultura Económica. México. 479p. 1948.

KÖPPEN. W. **Climatologia: Con un Studio de Los Climas de la Tierra**. México: Fondo de Cultura Económica. 172p.1948. Disponível em: <https://issuu.com/lucaspestana/docs/koeppen-climatologia>. Acesso: 06/ago/2019.

KRAMMER, K. and LANGE-BERTALOT, H. Bacillariophyceae. 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. and Mollenhauer, D., Eds., **Süßwasserflora von Mitteleuropa**, Vol. 2/2, VEB Gustav Fischer Verlag, Jena. 1988.

KRAMMER, K. and LANGE-BERTALOT, H. Bacillariophyceae: Naviculaceae. In: H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig, D. Mollenhauer (eds.). **Süßwasserflora von Mitteleuropa 2**, parte 1. New York, G. Fischer. 1986.

KURODA, E. K.; MINILLO, A.; ROCHA, O.; FILHO, E .R.; DI BERNARDO, L. Toxicidade de uma cepa de *Microcystis* spp. por meio de testes com camundongos. **Eng. sanit. ambient.** p. 25 Vol.12 - Nº 1 - jan/mar 24-31. 2007.

LACOUTURE, R. V.; JOHSON, J.; BUCHANAN, C.; MARSHALL, H. G. **Phytoplankton Index of Bio Integrity for Chesapeake Bay and its Tidal Tributari Estuaries and Coasts**, 29 (4); p. 598 – 616. 2006.

LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento.** São Paulo: USP/ Departamento de Ecologia., 2004. 235 f. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, 2004.

LANGE-BERTALOT, H., KÜLBST, K., LAUSER, T., NÖRPEL-SCHEMPP, M. & WILLMANN, N. **Documentation und revision der von George Krasske beschriebenen Diatomeen-taxa.** Iconogr. Diatomol. 3:1-358. 1996.

LANGE-BERTALOT, H. Navicula'sensu stricto:10 genera separated from *Navicula* sensu lato Frustulia. Diatoms of Europe: diatoms of the European inland waters and comparable habitats 2: 1-526. 2001.

LEME, R. F. *et al.* Influência do Fluxo Subterrâneo Proveniente de Bacia Sedimentar na Operação de Reservatórios –Estudo de Caso: Barragem Jaburu I. **XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos.** 8p. 2017.

LIMA NETO, I. E.; WIEGAND, M. C.; ARAÚJO, J. C. Sediment redistribution due to a dense reservoir network in a large semi-arid Brazilian basin, Hydrological Sciences Journal – **Journal des Sciences Hydrologiques.** 56:2, 319-333, (2011) DOI: 10.1080/02626667.2011.553616.

LIMA, B. P.; MAMEDE, G. L.; LIMA NETO, I. E. Monitoramento e modelagem da qualidade de água em uma bacia hidrográfica semiárida. **Engenharia Sanitária e Ambiental.** v.23 n.1 | jan/fev/2018 | p.125-135. 2018.

LIMA, G. R. R.; SOUZA, S. O.; ALENCAR, F. K. M.; ARAÚJO, A. L.; SILVA, F. J. A. O que comunicam os índices de qualidade de água e de estado trófico em um reservatório do semiárido brasileiro? São Paulo, UNESP, **Geociências**, v. 39, n. 1, p. 181 - 190, 2020.

LIMA, G. R. R. **Indicadores de qualidade de água nos reservatórios Acarape do meio e Gavião.** Dissertação (mestrado) Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Fortaleza, 78p. 2019.

LINS, R. P. M.; CEBALLOS, B. S. O.; LOPEZ, L. C.; BARBOSA, L. G. Phytoplankton functional groups in a tropical reservoir in the Brazilian semiarid region. **Revista Biologia Tropical.** 65 (3); 1129-1141, 2017.

LIU, H.B.; PAN, D.; CHEN, P. A two-year field study and evaluation of water quality and trophic state of a large shallow drinking water reservoir in Shangai, China. **Desalination and Water Treatment**, v. 57, n. 20, p. 13829-13838. 2016.

LI, H.; LIU, L.; LI, M.; ZHANG, X. Effects of pH, Temperature, Dissolved Oxygen, and Flow Rate on Phosphorus Release Processes at the Sediment and Water Interface in Storm Sewer. **Journal Of Analytical Methods In Chemistry**, [s.l.], v. 2013, p.1-7, 2013. <http://dx.doi.org/10.1155/2013/104316>.

LOBO, E.A.; WETZEL, C.E.; SCHUCH, M.; ECTOR, L. **Diatomáceas epilíticas como indicadores da qualidade da água em sistemas lóticos subtropicais e temperados brasileiros.** Editora da Universidade de Santa Cruz, Santa Cruz do Sul. 2014.

LOBO E.; LEIGHTON G. Estructuras comunitárias de las fitocenosis planctónicas de los sistemas de desembocaduras de ríos y esteros de la zona central de Chile. **Biología Marina y Oceanografía**; 22:1-29.1986.

LÓPEZ, C.N., LAZO, D.D.G., GONZÁLES, G.G., BRANDIMARTE, A.L., RIVEAUX, S.M.; CORDERO, Y.M. Una metodología rápida y de fácil aplicación para la evaluación de la calidad del agua utilizando el índice BMWP-Cub para ríos cubanos. *Com-ciencias*. **Tecnura**, 9(17), 65-76. 2005.

LUCAS, F. H. R. *et al.* Diversidade de cianobactérias em um reservatório de abastecimento público do semiárido cearense. In: SEABRA, G. (Org.). CNEA –Congresso Nacional de Educação Ambiental; ENBio – **Anais: Encontro Nordeste de Biogeografia**. João Pessoa: Editora da UFPB, 2013.

LUDWIG, J. A.; REYNOLDS, J. F. **Statistical ecology: a primer on methods and computing**. New York, John Wiley & Sons. 337 p. 1988.

MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity** / Anne E. Magurran. p. cm. Includes bibliographical references (p.). ISBN 0-632-05633-9 (pbk.: alk. paper) 1. Biological diversity-Measurement. I. Title. QH541.15. B56M34 2003. 577. 1955.

MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. Oxford, Blackwell Science, 256p. 2004.

MAGURRAN, A. E. **Medindo a diversidade biológica**. Curitiba: Editora da UFPR, 2011.

MAMUN, M.D.; AN, K.G. Major nutrients and chlorophyll dynamics in Korean agricultural reservoirs along with an analysis of trophic state index deviation. **Journal of Asia Pacific Biodiversity**, Amsterdam, v.10,n.2,p.183-191, 2017.

MANTZOUKI, E.; VISSER, P. M.; BORMANS, M.; IBELINGS, B. W. Understanding the key ecological traits of cyanobacteria as a basis for their management and control in changing lakes. **Aquatic Ecology**. University of Geneva, Geneva, Switzerland. 19 p. 2015.

MARANHO, L. A. **Avaliação da qualidade da água do rio Corumbataí (SP) por meio de variáveis bióticas e abióticas**. (Tese de Doutorado). 106p. Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo. Piracicaba, 2012.

MARCONI, M. A.; LAKATOS, E. M. **Fundamentos de metodologia científica**. 8. ed. São Paulo: Atlas, 2017.

MARGALEF, R. Diversidad de especies en las comunidades naturales. Publ. **Instituto de Biología Aplicada**, Barcelona, n.6, p.59-72, 1958.

MARGALEF, R. Diversity. In: SOURNIA, A. (Ed.). *Phytoplankton manual*. Paris: Muséum National d'Histoire Naturelle. UNESCO, 1956.

MARGALEF, R. **Limnologia**. Omega, Barcelona. 1983.

MARTÍNEZ-CREGO, B.; ALCOVERRO, T.; ROMERO, J. “Biotic indices for assessing the status of coastal waters: a review of strengths and weaknesses”. **Journal of Environmental Monitoring**, 1 DOI:10.1039/b920937a. 2010.

MARTINO, P.; SALAS, H. J. Metodologías Simplificadas para la Evaluación de Eutrofización en Lagos Cálidos Tropicales. **Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS)**. 63p. 2001.

MASON, C.F. **Biology of freshwater pollution**. 2^a ed. Longman Scientific & Technical, London, 351p. 1991.

MATEUCCI S. D, COLMA A. La metodología para el estudio da vegetación. Colección de Monografías Científicas. **Série Biología**.;22:168 p.1982.

MATOS, J. B. et al. Caracterização quali-quantitativa do fitoplâncton da zona de arrebentação de uma praia amazônica. **Acta Botânica Brasilica**, Feira de Santana, v. 26, n. 4, p. 979-990, out. /dez. 2012. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/abb/v26n4/28.pdf>. Acesso em: 04 ago. 2019.

MATOS, J. D. **Distribuição de renda: fatores condicionantes e comparação entre as regiões metropolitanas pesquisadas pela PED** / Jéferson Daniel de Matos. Porto Alegre: FEE, 2005.

MEDEIROS, A. R. M. **Alelopatia: Importância e suas aplicações**. Hortisul, 1:27-32, 1990.

MEDEIROS, L. C.; MATTOS, A.; LÜRLING, M.; BECKER, V. Is the future blue-green or brown? The effects of extreme events on phytoplankton dynamics in a semi-arid man-made lake. **Aquatic Ecology**, (49), p. 293-307. 2015.

MELO, A. O que ganhamos confundindo riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? **Biota Neotrop**. Jul/Sep. vol.8, nº.3 <http://www.biotaneotropica.org.br> 8032008ISSN 1676-0603. 2008.

MELO, A. S.; HEPP, L. U. Ferramentas de estatísticas para análise de dados provenientes de biomonitoramento. **Oecologia Brasiliensis**, 12 (3): 463-486, 2008.

MELO, K. R. P. S. *et al.* **Estratégias adaptativas do fitoplâncton e aplicação do índice de grupos funcionais: ferramentas para a conservação de ecossistemas rasos do semiárido brasileiro**. Dissertação (Mestrado em Ciências e Tecnologia Ambiental), Centro de Ciências Biológicas e da Saúde. Universidade Estadual da Paraíba. Campina Grande-PB. 79f. 2012.

MENESCAL, M. T. A. P. **Cianobactérias e Cianotoxinas em uma Floração no Reservatório Joanes I**. Dissertação de Mestrado, Escola Politécnica da Universidade Federal da Bahia. Salvador –BA. 124f. 2018.

MENEZES, M. **Fitoflagelados pigmentados de quatro corpos d' água da região sul do município do Rio de Janeiro, RJ, Brasil**. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas: Botânica) - Universidade de São Paulo. 1994.

MERTENS, B.; BOON, N.; VERSTRAETE, W. Stereospecific effect of hexachlorocyclohexane on activity and structure of soil methanotrophic communities. **Environ. Microbiol.** 7, 660–669. 2005.

METCALFE, J. L. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrates communities: history and present status in Europe. **Environmental Pollution**, 60(1-2), 101-139.p. [http://dx.doi.org/10.1016/0269-7491\(89\)90223-6](http://dx.doi.org/10.1016/0269-7491(89)90223-6). 1989.

MINGOTI, S.A. **Análise de dados através de métodos de estatística multivariada: uma abordagem aplicada**. Belo Horizonte: UFMG, 295p. 2005.

MOLICA, R.; AZEVEDO, S. M. Ecofisiologia de cianobactérias produtoras de cianotoxinas. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n.2, p. 229-246, 2009.

MOLICA, R.J.; OLIVEIRA, E.J.; CARVALHO, P.V.; COSTA, N.A.; CUNHA, M.C.; MELO, G.L.; AZEVEDO, S.M.F.O. Occurrence of saxitoxin and an anatoxin-a(s)-like anticholinesterase in a Brazilian drinking waters supply. **Harmful Algae**, 4(4), 743-753. <http://dx.doi.org/10.1016/j.hal.2004.11.001>. 2005.

MOLINA-NAVARRO, E.; TROLLE, D.; MARTINEZ-PEREZ S.; SASTRE-MERLIN, A.; JEPPESEN, E. Hydrological and water quality impact assessment of a Mediterranean limno-reservoir under climate change and land use management scenarios. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 509, p. 354–366, 2014.

MOLISCH, H. The influence of one plant on another: allelopathy. Jodhpur: **Scientific Publishers**, p.7 2001.

MORENO-OSTOS, E.; CRUZ-PIZARRO, L.; BASANTA, A.; GLEN GEORGE, D. The spatial distribution of different phytoplankton functional groups in a Mediterranean reservoir. **Aquat Ecol.** 42:115–128. DOI 10.1007/s10452-007-9087-1. 2008.

MORRIS, E.; CARUSO, T.; BUSCOT, F.; FISCHER, M.; HANCOCK, C.; MAIER, T.; MEINERS, T.; MÜLLER, C.; Obermaier, E.; PRATI, D. Choosing and using diversity indices: Insights for ecological applications from the German Biodiversity Exploratories. **Ecologia e Evolução**, 4, 3514–3524. 2014.

MUR, L. R., SKULBERG, O. M., UTKILEN, H. "**Cyanobacteria in the environment**", in **Toxic Cyanobacteria in Water**. A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management, editado por Ingrid Chorus e Jamie Bartram, London, E e FN SPON, pp 15-34. 1999.

NABOUT, J.C.; ROCHA, B.S.; CARNEIRO, F.M.; SANT'ANNA, C.L. How many species of Cyanobacteria are there? Using a discovery curve to predict the species number. **Biodiversity and Conservation**, v. 22, n. 12, p. 2907-2918, 2013.

NAUMANN, E. **Nagra synpunkter angående limnoplanktons okologi med sarskild hansyn till phytoplankton**. Svensk Botanik Tidskrift (English transl. by the Freshwater Biological association, no. 49) 13: 129-163. 1919.

NOGUEIRA, I. S. **Chlorococcales sensu lato (Chlorophyceae) do município de Rio de Janeiro e arredores, Brasil:** inventário e considerações taxonômicas. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 1991.

NOVAIS, G. T. Distribuição média dos Climas Zonais no Globo: estudos preliminares de uma nova classificação climática. **Revista Brasileira de Geografia Física** v.10, n.05. 1614-1623p. 2017.

OLIVEIRA, R.B.S., CASTRO, C. M. E BAPTISTA, D. F. Desenvolvimento de Índices Multimétricos para utilização em Programas de Monitoramento Biológico da Integridade de Ecossistemas Aquático. **Oecol. Bras.**, 12(3), 487-505, 2008.

PACHECO, C. H. A.; LIMA NETO I. E. Effect of Artificial Circulation on the Removal Kinetics of Cyanobacteria in a Hypereutrophic Shallow Lake. **J. Environ. Eng.**, 143(12): 06017010. 2017.

PADISÁK, J.; GRIGORSZKY, I.; BORICS, G. e SORÓCZKI-PINTÉR, É. “Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: The assemblage index”. **Hydrobiologia**, 553, p.1-14. 2006.

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

PANOSSO, R.; COSTA, I.A.S.; SOUZA, N.R.; ATTAYDE, J.L. Cianobactérias e Cianotoxinas em reservatórios do Estado do Rio Grande do Norte e o potencial controle das florações pela tilápia do nilo (*Oreochromis niloticus*). **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 3, p. 433-499, 2007.

PEARSON, K. On lines and planes of closest fit to systems of points in space. **Philosophical Magazine**, Series 6, vol. 2, no. 11, pp. 559-572. 1901.

PEARSON, L.; MIHALI, T.; MOFFITT, M.; KELLMANN, R.; NEILAN, B. On the chemistry, toxicology and genetics of the cyanobacterial toxins, microcystin, nodularin, saxitoxin and cylindrospermopsin. **Marine Drugs**, v. 8, n.5, p. 1650-1680, 2010.

PEDERSEN, O. B.; CHRISTIANSEN, C.; AUREN, M. B. Wind induced long term increase and short term fluctuations of shallow Waters suspended mater and nutriente concentrations, Ringjbind Fjord. Denmark. **Ophelia**. Heldingor, v. 41. P.273 – 287, 1995.

PEET, R.K. **The measurement of species diversity**. Ann. Rev. Ecol. Syst. 5:285-30. 1974.

PEREIRA, G. R.; CUELLAR, M. D. Z. **Conflitos pela água em tempos de seca no Baixo Jaguaribe, Estado do Ceará**. Estudos Avançados, v. 29, n. 84. DOI: 10.1590/S0103-40142015000200008. 2015.

PEREIRA, R.C.; SOARES-GOMES, A. **Biologia Marinha**. Rio de Janeiro: Interciência, 2002.

PERSAUD, A. D.; PATERSON, A. M.; DILLON, P. J.; WINTER, J. G.; PALMER, M.; SOMERS, K. Forecasting cyanobacteria dominance in Canadian temperate lakes. **Journal of Environmental Management**, (151), p. 343-352. 2015.

PROCOPIAK, L. K.; FERNANDES, L. F.; MOREIRA-FILHO, H. Marine and estuarine diatoms (Bacillariophyta) from Parana, southern Brazil: check-list with emphasis on harmful species. **Biota Neotrop.** vol.6 no.3 Campinas. 2006.

PHAM D. T.; EVERAERT G.; JANSSENS N.; ALVARADO A.; NOPENS, I.; GOETHALS P. L. M. Algal community analysis in a waste stabilisation pond. journal homepage: www.elsevier.com/locate/ecoleng. **Ecological Engineering**. 73 (2014) 302–306. 2014.

PIELOU, E. C. **Ecological Diversity**. John Wiley & Sons, New York, US. 1975.

PIRES, N. M.; OLIVEIRA, V. R. Alelopatia. **Biologia e Manejo de Plantas Daninhas**. cap. 5 p. 30. ISBN 978-85-64619-02. 2011.

PROENÇA, L.A.O.; FONSECA, R.S.; PINTO, T.O. **Microalgas em área de cultivo do litoral de Santa Catarina**. Pp. 331-331. *In*: XIII Congresso Brasileiro de Ficologia. Paraty, RJ, Brasil. <<https://www.metaeventos.net/userfiles/file/XIII%20Congresso%20Brasileiro%20de%20Ficologia%206.pdf>>. Acesso em 15 mai. 2021.

POMPÊO, *et al.* **Ecologia de reservatórios e interfaces**, São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 2015.

PONTASCH, K.; BRUSVEN, M. A. **Diversity and commun it y comparis on indices: assessing macroinverteb rate recovery followin ga gasolines pi ll**. Water Research 22: 619-6 26. 1988.

POPOVSKY, J. PFIESTER, L. **Dinophyceae: Dinoflagellida**. Jena. Ed. Gustav Fischer. v. 1990.

QUEIROZ, E. P. **Desenvolvimento de um índice multimétrico de integridade ecológica para córregos na área urbana de Campo Grande (Mato Grosso do Sul), baseado em macroinvertebrados bentônicos**. 2009. 215f. Tese (Doutorado em Ecologia) –Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2009.

QUERINO, C. A. S.; MOURA, M. A. L.; QUERINO, J. K. A. S.; VON RADOW, C.; MARQUES FILHO, A. O. Estudo da radiação solar global e do índice de transmissividade (KT), externo e interno, em uma floresta de mangue em Alagoas - Brasil. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 26, p. 204-294, 2011.

RAFAEL, M. F. F. **Métricas de Diversidade Vegetal na Província da Huíla: Uma Solução WEBSIG**. Dissertação de Mestrado: Mestrado em Sistemas de Informação Geográfica e Modelação Territorial Aplicados ao Ordenamento. 93.p. 2018.

RAMOS, G. J. P., BICUDO, C. E. M., GÓESNETO, A.; MOURA, C. W. N. Monoraphidium and Ankistrodesmus (Chlorophyceae, Chlorophyta) from Pantanal dos Marimbus, Chapada Diamantina, Bahia State, Brazil. **Hoehnea**, v. 39, n. 3, p. 421-434, 2012.

- RAO, C. R. Diversity and dissimilarity coefficients: A unified approach. **Theoretical Population Biology**, 21(1), 24–43. 1982.
- REDFIELD, A. C. The biological control of chemical factors in the environment. **American Scientist**. 46 (3): 205-221. 1958.
- RESH, V. H.; JACHSON, J. K. Rapid Assessment Approaches to Biomonitoring Using Benthic Macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. (Ed.) **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. New York: Chapman e Hall, p.195-233. 1993.
- REVIERS, B. **Biologia e filogenia das algas**. Artmed, Porto Alegre. 280p. 2006.
- REYNOLDS, C. S. **The ecology of freshwater phytoplankton**. Cambridge University Press, Cambridge, 384 pp. 1986.
- REYNOLDS, C. S.; HUSZAR, V.; KRUK, C.; NASELLI-FLORES, L.; MELO, S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of plankton research**, v. 24, n. 5, p. 417-428, 2002.
- REYNOLDS, C.S. **Ecology of Phytoplankton**, Cambridge University Press, Cambridge, UK. 535p., <http://dx.doi.org/10.1017/CBO9780511542145>. 2006.
- ROCHA, S. M. G.; MESQUITA, J. B. F.; LIMA NETO, I. E. Análise e Modelagem das Relações entre Nutrientes e Fitoplâncton em Reservatórios do Ceará. **RBCIAMB** | n.54 | dez | p.134-147 - ISSN 2176-9478. 2019.
- RODRIGUES, L. L SANT'ANNA, C. L.; TUCCI, A. Chlorophyceae das Represas Billings (Braço Taquacetuba) e Guarapiranga, SP, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v.31, p.1-15, 2010.
- RODRIGUES, V. M. ARRUDA, E. P.; SANTOS, A. C. A.; COSTA, M. J. Comparing two biological indexes using benthic macroinvertebrates: positive and negative aspects of water quality assessment. **Acta Limnologica Brasiliensia**, vol. 28, e25<http://dx.doi.org/10.1590/S2179-975X4516ISSN 0102-6712>. 2016.
- ROLIM, H.O.; NUNES, A.B.A; NASCIMENTO, F.J.S.C.; CHAVES, J.R. Proposal of a trophic state index in semiarid reservoirs using data of the Banabuiú Basin, state of Ceará, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 31, e26, 7 p., 2019. <http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x12517>.
- ROSINI, E. F., SANT'ANNA, C. L.; TUCCI, A. Chlorococcales (exceto Scenedesmaceae) de pesqueiros da Região Metropolitana de São Paulo, SP, Brasil: levantamento florístico. **Hoehnea**, v. 39, p.11-38, 2012.
- ROSINI, E. F., SANT'ANNA, C. L.; TUCCI, A. Scenedesmaceae (Chlorococcales, Chlorophyceae) de pesqueiros da Região Metropolitana de São Paulo, SP, Brasil: levantamento florístico. **Hoehnea**, v. 40, n. 4, p. 661-678, 2013.

ROSINI, E. F.; SANT'ANNA, C. L.; TUCCI, A. Cyanobacteria de pesqueiros da região metropolitana de São Paulo, Brasil. **Rodriguésia**, v. 64, n. 2, p. 399-417, 2012.

ROUND, F. E. **Biologia das Algas**. 2. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Dois. 263 p. 1990.

ROUND, F.E. The taxonomy of the Chlorophyta II. **British Phycological Journal**, v.6, p.235-264. 1971.

SALAS, H. J.; MARTINO, P. Metodologías Simplificadas Para La Evaluación de Eutrofication en Lagos Cálidos Tropicales. **Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS)**, 63p.2001.

SALMASO, N.; *et al.* Basic Guide to Detection and Monitoring of Potentially Toxic Cyanobacteria. Publicado no Handbook of Cyanobacterial Monitoring and Cyanotoxin Analysis. 1ª ed. 576 p. COST – **European Cooperation in Science and Tecnology**, January, 2017.

SANO, P. T. TROVÓ M.; ECHTERNACHT, L.; COSTA, F. N.; WATANAB, M. GIULIETTI, A. M. A importância da conservação de espécies raras no Brasil. 1. ed. - Rio de Janeiro: Andrea Jakobsson: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro: **CNC Flora**, 320 p. 2014.

SANT'ANNA, C. L. Chlorococcales (Chlorophyceae) do Estado de São Paulo, Brasil. **Bibliotheca Phycologica**, v. 67, p. 1-348, 1984.

SANT'ANNA, C. L.; AZEVEDO, M. T. P.; AJUGARO, L. F.; CARVALHO, M. C.; CARVALHO, L. R.; SOUZA, R. C. R. **Identificação e contagem de Cianobactérias Planctônicas de Águas Continentais Brasileiras**. Rio de Janeiro: Interciência, 58 p. 2006.

SANT'ANNA, C. L.; AZEVEDO, M. T. P.; SORMUS, L. Fitoplâncton do Lago das Garças, Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP, Brasil: Estudo Taxonômico e Aspectos Ecológicos. **Hoehnea**, v. 16, p. 89-131, 1989.

SANT'ANNA, C. L.; AZEVEDO, M. T. P.; WERNER, W. R.; DOGO, C. R.; RIOS, F. R.; CARVALHO, L. R. Review of toxic specie of Cyanobacteria in Brazil. **Algological Studies**, v.126, n.1, p.251-265, 2008.

SANT'ANNA, C. L.; AZEVEDO, M. T.P.; SENNA, P. A. C.; KOMÁREK, J.; KOMÁRKOVÁ, J. Planktic Cyanobacteria from São Paulo State, Brazil: Chroococcales. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 27, n. 2, p. 213-227, 2004.

SANTA'ANNA. C. L., GENTIL, R. C. SILVA, D. **Comunidade fitoplanctônica da região metropolitana de São Paulo. Pesqueiros sob uma visão integrada de meio ambiente, saúde pública e manejo**. (Organizado: Katharina Eichbaum Esteves e Célia Leite Sant'Anna). São Carlos: RiMa.240p. 2006.

SANTANA, E. W. (Coor.). **Caderno regional da sub-bacia do Salgado**: Conselho de Altos Estudos e Assuntos Estratégicos. Fortaleza: INESP. 2009. 131p.: il. – (Coleção Cadernos Regionais do Pacto das Águas. v. 11), 2009.

- SANTIAGO M. F.; PASSAVANTÉ Z. O. J. **Ecologia do fitoplâncton de um ambiente tropical hipersalino (Rio Pisa Sal, Galinhos, Rio Grande do Norte, Brasil)**. 2004. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2004.
- SANTOS, J. A. **Hidrogeoquímica e estado trófico de reservatório do semiárido brasileiro sob a influência de estiagem prolongada**. Tese (doutorado) Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais. Universidade Federal do Ceará. Fortaleza-CE. 103f.: II. 2016.
- SANTOS, R. M. **Estrutura das comunidades fito e zooplancônicas do Reservatório Guarapiranga – São Paulo e relações com a hidrodinâmica e a eutrofização**. Tese de Doutorado: Universidade Federal de São Carlos. São Carlos: UFSCar. 239 f., 2014.
- SANTOS, R. M. *et al.* Biomass and production of Cladóceras in Furnas Reservoir, Minas Gerais, Brazil. **Braz. J. Biol.**v. 70, n. 3, p. 879-887. 2010.
- SARTORIO, S. D. **Aplicações de técnica de análise multivariada em experimentos agropecuários usando o software R** / Piracicaba, 2008. 130 p. Dissertação (Mestrado) Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2008.
- SASSI, R.; KUTNER, M. B. B. Variação Sazonal do Fitoplâncton da Região do Saco da Ribeira (Lat, 23°30'8; Long, 48°00'7'w), Ubatuba, Brasil. **Bolm Inst. oceanogr.**, S Paulo, 31(2):29-42, 1982.
- SCHNEIDER M.C; CASTILLO-SALGADO C; BACALLAO J; LOYOLA E; MUJICA O.J; VIDAURRE M. **Métodos de mensuração das desigualdades em saúde**. Rev Panam Salud Publica. 2002. Disponível em: <http://www.scielosp.org/scielo>. Acesso em 26/ago./2019.
- SECRETARIA DOS RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DO CEARÁ (SRH/CE). **Atlas eletrônico dos recursos hídricos do Ceará**. Disponível em: <<http://atlas.srh.ce.gov.br>.Secretaria dos recursos hídricos do estado do ceará (SRH/CE).
- Portal Hidrológico do Ceará**. Disponível em: <<http://www.hidro.ce.gov.br>>. Acesso em: 10 jun. 2019.
- SERAFIM JÚNIOR, M., *et al.* Zooplâncton. In: CUNHA, C.L.N., CARNEIRO, C. GOBBI, E.F., ANDREOLI, C.V. **Eutrofização em Reservatórios: Gestão Preventiva**. Estudo Interdisciplinar na Bacia do Rio Verde, PR. Editora: UFPR, Curitiba, PR, Cap. 14, p. 307-322. 2011.
- SHANNON, C. E. A Mathematical Theory of Communication. Reprinted with corrections from **The Bell System Technical Journal**, Vol. 27, pp. 379–423, July, October, 1948.
- SHANNON, CE.; WEAVER, W. **The mathematical theory of communication**. Illinois, Urbana, USA: Ed. John Wiley & Sons. 125 p. 1949.
- SIENSKA, J.; DUNALSKA, J.; LOPATA, M.; PARZUTO, K.; TANDYRAK, R. Trophic state and recreational value of Lake Mikołajskie. **Limnological Review**, Gdańsk, v. 16, n. 3, p. 147-153, 2016.

SIEZEN, R.J. **Microbial Biotechnology**. 4(1): 1-7. Nijmegen, Holanda 2011.

SILVA, E. M.; GOMES, C.T.S.; RAMOS, C.P.S.; BRICIO, S.M.L. **Ocorrência de cianobactérias no reservatório de Mundaú, no estado de Pernambuco, no período de janeiro de 2010 a novembro de 2011**. VISA Debate. (3):35-42. 2013.

SILVA, I. A. S.; SILVA, J. C. B.; SILVA, K. A. Estudo da desertificação em Gilbués –Piauí: Caracterização física, variabilidade climática e impactos ambientais. I SIREGEO, **Simpósio Regional de Geografia do Cerrado, Barreiras, BA**. p.331-343, 2010.

SANTOS, L. P. N. **Análise da comunidade microfitoplanctônica no setor nordeste da Baía de Todos os Santos Bahia**. 6-Dez-2018. Disponível em: <http://repositorio.ufba.br/ri/handle/ri/28112>. Acesso: 12 nov, 2020.

SILVA, K. P. B.; COSTA, M. M. S.; GUEDES, E. A. C. Variação temporal do fitoplâncton de um lago pertencente à Área de Proteção Permanente no estado de Alagoas, nordeste do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**. Print version ISSN 0102-3306. vol.25 no.4 Feira de Santana Oct./Dec. 2011.

SILVA, L. A. P.; 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. **Boletim Ablimno**, 2(39), 1-10. 2011.

SILVA, L. P. **Comunidade fitoplanctônica do reservatório Padre Cícero (Castanhão), Ceará**. (Dissertação de Mestrado) Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais. Universidade Federal do Ceará, Fortaleza. p. 86. 2015.

SILVA, L.; LIMA, E. R. V. Índice de Sustentabilidade da Dimensão Ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Banabuiú, CE. **Espaço Aberto**, PPGG - UFRJ, Rio de Janeiro, V. 7, N.1, p. 71-85, ISSN 2237-3071 2017.

SILVA, M. S.; COSTA, L. A. de M.; BENINCASA, M.; LUCAS JR.; J de. Avaliação das perdas de nitrato em solo irrigado e submetido a diferentes intensidades de radiação solar. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 3, n. 1, p. 82-88, 1999.

SILVA, T. F. G.; *et. al.* Modelagem da Lagoa da Pampulha: uma ferramenta para avaliar o impacto da bacia hidrográfica na dinâmica do fitoplâncton. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n. 1, p. 95-108. 2016.

SILVEIRA, C. S.; FILHO, F. DE A. S.; LÁZARO, Y. M. C. Avaliação de Desempenho dos Modelos de Mudança Climática do IPCC-AR4 Quanto a Sazonalidade e os Padrões de Variabilidade Interanual da Precipitação Sobre o Nordeste do Brasil, Bacia do Prata e Amazônia. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.18, n.1, p.177–194, 2013.

SIMPSON. E. H. Measurement of diversity. **Nature**.v.163,.688p. 1949.
Site: <http://www.algaebase.org>.

SMITH, V. H. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. **Science**, v. 221, p. 669-671, 1983.

SMITH, V. H. Nutrient dependence of primary productivity in lakes. **Limnology and Oceanography**. 24(6): 1051-1064. 1979.

SMITH, V.H.; BIERMAN, V.J.; JONES, B.L.; HAVENS, K.E. Historical trends in the Lake Okeechobee ecosystem IV. Nitrogen: phosphorus ratios, cyanobacterial dominance, and nitrogen fixation potential. **Archivfür Hydrobiologie**, v. 107, p. 71-88. 1995.

SMWW 10200 C-D-E-F - **Método de Sedimentação**: C1 - E3, E4 - F2c - Approved by SM Committee. 23^a Ed. 2011.

SNIS – **Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento**. 2017. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/>. Acesso em: 17. out. 2019.

SOARES, Maria Carolina S. et al. Eutrophication and retention time affecting spatial heterogeneity in a tropical reservoir. **Limnologica -Ecology And Management Of Inland Waters**, [s.l.], v. 42, n. 3, p.197-203, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.limno.2011.11.002>.

SONDERGAARD, M., JENSEN, J. P.; JEPPESEN, E. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. **Hydrobiologia**. 506–509: p.135–145. 2003.

SOUSA, F. J. A **Superexploração das Fontes de água: a região semiárida com o maior número de habitantes do mundo**. 18 mai. P. 142-143. 2017.

SOUSA, W.; ATTAYDE, J.L.; ROCHA, E.D.S.; ESKINAZI-SANT'ANNA, E.M. The response of zooplankton assemblages to variations in the water quality of four man-made lakes in semi-arid northeastern Brazil. **Journal of Plankton Research**, 30(6), 699-708. <http://dx.doi.org/10.1093/plankt/fbn032>. 2008.

SOUZA, A.; FONTENELE, S. B.; OLIVEIRA, A. P. G.; LASTORIA, G.; GABAS, S.; DIAS, C. Similaridade da qualidade das águas superficiais da bacia do Rio Negro, MS. **Ciência e Natura**, Santa Maria, v. 35 n. 2 dez. 176-189 p.2013.

SOUZA, V. A. D.; DE CASTRO, M. A H.; FONTENELLE, A. S.; OLIVEIRA, Y. O. Obras de Recuperação e Intervenção de Segurança Efetuadas na Formação e Aterro Compactado da Barragem Jaburu I. **Comitê Brasileiro de Barragens. XXVI Seminário Internacional de Grandes Barragens**, Goiânia-Go, abril, 2005.

SPATHARIS, S.; TSISRTSIS, G. “Ecological quality scales based on phytoplankton for the implementation of Water Framework Directive in the Eastern Mediterranean”. **Ecological Indicators**, v.10 p. 840–847. 2010.

STRASKRABA, M. TUNDISI. J.G. Diretrizes para o Gerenciamento de Lagos. IIE-**Isntituto Internacional de Ecologia**. São Carlos, 258 pp. 2000.

SUDENE. **SUPERINTENDÊNCIA DO DESENVOLVIMENTO DO NORDESTE.** Resolução N° 107/2017, estabelece critério técnicos e científicos para delimitação do Semiárido Brasileiro e procedimentos para a revisão de sua abrangência., 2020.

TANIMU Y.; BAKO S. P.; ADAKOLE J. A. e TANIMU J. Phytoplankton as Bioindicators of Water Quality in Saminaka Reservoir, Northern-Nigeria. Proceedings of the International Symposium on Environmental Science and Technology, Dongguan, Guangdong Province, China. **Published by Science Press USA** pp 318-322. 2011.

TEIXEIRA, M. G. L. C.; COSTA, M. C. N.; CARVALHO, V. L. P.; PEREIRA, M. S.; HAGE, E. Epidemia de gastroenterite na área da barragem de Itaparica, Bahia. **Boll. Sait. Panam.** 114 (6): 502-511. 1993.

TELL, G.; CONFORTI, V. **Euglenophyta pigmentadas de la Argentina.** Bibliotheca Phycologica, v. 75, 301 p. 1986.

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M.; ALBERTI, S. M. Limnologia do reservatório de Segredo: padrões de variação espacial e temporal. In: AGOSTINHO, A. A. e GOMES, L. C. Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. **EDUEM**, Maringá, 387p. 1999.

THORNTON, K. W.; KIMMEL, L. B.; FONEST, E. P. Reservoir limnology: acological perspectives. New York, John Wiley e Sons. 246p. 1990.

TILMAN, D. **Functional diversity.** In: **Encyclopaedia of Biodiversity** (ed. Levin, S.A.). Academic Press, San Diego, CA, pp. 109–120. 2001.

TOGORO, E. S. Qualidade da água e integridade biótica: estudo de caso num trecho fluminense do Rio Paraíba do Sul. Dissertação de Mestrado, FEN/UERJ, Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental – Área de Concentração: Saneamento Ambiental: Gestão Sustentável dos Recursos Hídricos, 159p. 2006.

TOLEDO JR., A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processos de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: **XII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária**, Anais. Camboriú. p.1-34. 1983.

TORRES, P. F. M. *et al.* Aspectos geológicos, petrográficos e geoquímicos dos mármores dolomíticos com nódulos de quartzo da sequência metavulcano-sedimentar de Acarape-CE. **Revista Brasileira de Geociências**, volume 36 (4), 2006.

TONÉ, A. J. A.; LIMA NETO, I. E. Modelagem simplificada do fósforo total em lagos e reservatórios brasileiros. **Revista DAE** | São Paulo | v. 68, n 221 / pp 142-156 | Jan a Mar, 2020.

TUCCI, A., SANT'ANNA, C.L., GENTIL, R.C. e AZEVEDO, M.T.P. Fitoplâncton do Lago das Garças, São Paulo, Brasil: um reservatório urbano eutrófico. **Hoehnea** 33:1-29. 2006.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo. Oficina de Textos. 319 p. 2011.

URAMOTO, K.; WALDER, J. M. M.; ZUCCHI, R. A. Análise quantitativa e distribuição de populações de espécies de *Anastrepha* (Diptera: Tephritidae) no Campus Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP. **Neotropical Entomology**, Londrina-PR v.34, n.1, p.33-39, 2005.

UTERMÖHL, H. Zur Vervollkommung der quantitativen phytoplankton-methodik. Internationale Vereinigung fuer Theoretische und Angewandte **Limnology** v.9, p.1-38, 1958.

VALENTIN, J. L.; MACÊDO-SAIDAH, F. E.; TENEBBAUM, D. R.; SENA, N. L. A. Diversidade específica para análise das sucessões fitoplanctônica. Aplicação ao Ecossistema de ressurgência de Cabo Frio (RJ). *Nerítica*. Pontal do Sul: v. 6, n.1/2, p. 7-26. 1991.

VALENTIN, J.L. **Ecologia numérica: uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos**. Rio de Janeiro, Interciência. 2000.

Van APELDOORN, M.E., VAN EGMOND, H.P., SPEIJERS, G.J. and BAKKER, G. J. Toxins of cyanobacteria. **Molecular Nutrition & Food Research**, 51(1), 7-60. <http://dx.doi.org/10.1002/mnfr.200600185>. PMID:17195276. 2007.

Van GINKEL, C.E. Eutrofização: realidade atual e desafios futuros para a África do Sul. ISSN 0378-4738. **Water SA**. Vol. 37 No. 5 WRC 40-Year Celebration Special Edition. 2011.

VAREJÃO SILVA, M.A. **Meteorologia e Climatologia**. INMET: Brasília, 515p. (versão digital). 2006.

VASCONCELOS, J.F., BARBOSA, J.E.L., DINIZ, C.R. CEBALLOS, B.S.O. Cianobactérias em reservatórios do Estado da Paraíba: ocorrência, toxicidade e fatores reguladores. **Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia**, 39(2), 1-20. 2011.

VIANA, T. H. **Estudo do Conteúdo de Calor e Suas Influências Sobre Variáveis Limnológicas em Reservatórios de Abastecimento de Água**. Tese de Doutorado - Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 134 p. 2009.

VILLAC, M.C.; TENENBAUM, D.R. The coastal *Pseudo-nitzschia* from the state of Rio de Janeiro, Brazil. Pp. 34- 37. *In*: G.M. Hallegraeff, S.I. Blackburn, C.J. Bolch e R.J. Lewis (eds.). **Harmful Algal Blooms** 2000. IOC, Paris, FR. 518p. 2001.

WALLEY, W.J; HAWKES, H.A. A computer-based development of the Biological Monitoring Working Party score system incorporating abundance rating, site type and indicator value. **Water Research**, 31; 201-210. 1997.

WANG, D. Z.; ZHAANG, S. F.; ZHANG, Y.; LIN, L. Paralytic shellfish toxin biosynthesis in cyanobacteria and dinoflagellates: Amolecular overview. **Journal of Proteomics**, 135, p. 132-140. 2016.

WARD, A. D.; TRIMBLE, S.W. **Environmental Hydrology**. 2 nd Ed. USA: Lewis Publishers, 475 p. 2004.

WASHINGTON, H.G. **Diversity, Biotic and Similarity indices**. A review with special relevance to aquatic ecosystems. *Wat. Res.* 18(6):653-694. 1984.

WEBSTER, K.E.; KRATZ, T.K. BOWSER, C.J.; Magnusson, J.J. The influence of landscape position on lake chemical responses to drought in northern Wisconsin. **Limnology and Oceanography**, 41:977-984. 1996.

WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. **Limnological analysis** 3 rd edition New York Springer-Verlag. 429p. 2000.

WIEDNER, C.; VISSER, P. M.; FASTNER, J.; METCALF, J. S.; CODD, G. A.; MUR, L. R. Effects of light on the microcystin content of *Microcystis* strain PCC 7806. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 69, n. 3p. 1475-1481. 2003. doi: 10.1128/AEM.69.3.1475-1481.2003.

WIEGAND, M. C.; PIEDRA, J. I. G; ARAÚJO, J. C. Vulnerabilidade à eutrofização de dois lagos tropicais de climas úmido (Cuba) e semiárido (Brasil). **Engenharia Sanitária e Ambiental**. vol.21 no.2 Rio de Janeiro. <http://dx.doi.org/10.1590/-41522016139527>. 2016.

WILLÉN E. Long-term changes in the phytoplankton of large lakes in response to changes in nutrient loading. **Nordic Journal of Botany** 12 (5): 577-587 1992. 1992.

WILSEY, B.J.; CHALCRAFT, D.R.; BOWLES, C. M.; WILLIG, M. R. Relationships among indices suggest that richness is an incomplete surrogate for grassland biodiversity. *Ecology, Evolution and Organismal Biology*. **Ecology**,86(5), pp. 1178–1184. 2005.

WRIGHT, J. F. Development and use a system for predicting the macroinvertebrate fauna in flowing waters. **Australian Journal of Ecology**. 20; 181 – 197. 1995.

WU, N.; SCHMALZ, B.; FOHRER, N. “Development and testing of a phytoplankton index of biotic integrity (P-IBI) for a German lowland river”. **Ecological Indicators**, 13, p.158-167. 2012.

WU, X. *et al.* Cyanobacteria blooms produce teratogenic retinoic acids. **PNAS**, v. 109, n. 24, p. 9477–9482, 2012.

XU, Y.; CAI, Q.; HAN, X., SHAO, M.; LIU, R. Factors regulating trophic status in a large subtropical reservoir, China. **Environmental Monitoring**, v. 169, p. 237-248, 2010.

YANG, J.; YU, X.; LIU, L.; ZHANG, W.; GUO, P. Algae community and trophic state of subtropical reservoirs in southeast Fujian, China. **Environ. Sci. Pollut. Res. Int.**, v. 19, n. 5, p. 1432-1442, 2012.

YANG, X.E. WU, X, HAO, H.L, He ZL. Mechanisms and assessment of water eutrophication. **Zhejiang Univ Sci B**.;9(3):197–209. doi:10.1631/jzus.B0710626. 2008.

YOU, X., YANG, L. T., Lu, Y. B., Li, H., Zhang, S. Q., and Chen, L. S. Proteomic changes of citrus roots in response to long-term manganese toxicity. **Trees Struct. Funct.** 28, 1383–1399. doi: 10.1007/s00468-014-1042-x. 2014.

ZANELLA, M. E. Considerações sobre o Clima e os Recursos Hídricos do Semiárido Nordeste. **Caderno Prudentino de Geografia**, Presidente Prudente, n.36, Volume Especial, p. 126-142, 2014.

ZANLORENZI, H. C. P. O Papel da Vegetação no Controle dos Ventos para o Conforto Térmico. **Revista Labverde** V.9 N° 1 – Artigo 04. 2018.

ZANZINI, A. C. S. **Descritores Quantitativos de Riqueza e Diversidade de Espécies**. 2005. Disponível em: <https://docero.com.br/doc/>. Acesso em: 15. Out. 2019.

ZHANG, M.; QIN, B.; YU, Y.; YANG, Z.; SHI, X.; KONG, F. Effects of temperature fluctuation on the development of cyanobacterial dominance in spring: implication of future climate change. *Hydrobiologia*. **Hydrobiologia**. 763:135–146. 2016.

APÊNDICE A - Parâmetros Hidroclimáticos Analisados nos Reservatórios Cearenses

Tabela A1 – Estatística descritiva dos dados hidroclimáticos referentes as áreas dos reservatórios Jaburú I, Jaburú II, Banabuiú e Acarape do Meio no período de 2014 a 2018.

JABURÚ I													
Semestre	Normal (1981-2010)	PP (mm/sem)	Vv (m/s)	EVAP (mm/sem)	IST (h/sem)	NB (décimos)	Tmáx (°C)	Tmed (°C)	Tmín (°C)	UMR (%)	VD (%)	H (m)	H (%)
2014.1	1.245,40	827,40	1,02	988,80	1.212,70	6,18	33,11	26,64	21,80	76,29	40,71	26,11	72,37
2014.2	111,30	0,00	1,85	2.299,20	1.624,60	3,78	36,44	28,29	22,03	58,89	32,51	24,11	66,82
2015.1	1.245,40	912,20	1,18	1.248,20	1.269,60	5,73	33,85	27,06	22,29	71,24	23,69	21,46	59,49
2015.2	111,30	135,30	1,54	2.191,93	1.702,10	3,61	36,59	28,19	21,93	59,44	20,07	20,16	55,88
2016.1	1.245,40	971,50	0,80	1.043,09	1.242,10	6,19	33,45	27,05	22,37	75,69	18,01	19,31	53,52
2016.2	111,30	16,50	1,51	2.022,13	1.637,30	3,51	36,87	28,40	21,97	61,17	17,27	19,01	52,69
2017.1	1.245,40	1.253,00	0,68	793,70	1.170,60	6,51	32,51	26,55	22,48	81,70	19,23	19,78	54,82
2017.2	111,30	69,60	1,52	2.380,40	1.608,80	3,79	36,51	28,25	22,06	58,74	23,97	21,56	59,76
2018.1	1.245,40	1.341,30	0,86	802,06	1.121,00	6,50	32,58	26,31	21,88	79,76	27,71	22,75	63,05
2018.2	111,30	247,40	1,64	1.883,43	1.513,80	4,11	36,21	27,86	21,36	63,24	35,47	24,89	68,99
Período Úmido													
Média	1.245,40	1.061,08	0,91	975,17	1.203,20	6,22	33,10	26,72	22,16	76,94	25,87	21,88	60,65
Coefficiente de Variação	0,00	0,21	0,21	0,19	0,05	0,05	0,02	0,01	0,01	0,05	0,35	0,12	0,12
Mínimo	-	827,40	0,68	793,70	1.121,00	5,73	32,51	26,31	21,80	71,24	18,01	19,31	53,52
Máximo	-	1.341,30	1,18	1.248,20	1.269,60	6,51	33,85	27,06	22,48	81,70	40,71	26,11	72,37
Período de Estio													
Média	111,30	93,76	1,61	2.155,42	1.617,32	3,76	36,52	28,20	21,87	60,30	25,86	21,95	60,83
Coefficiente de Variação	0,00	1,08	0,09	0,09	0,04	0,06	0,01	0,01	0,01	0,03	0,30	0,11	0,11
Mínimo	-	0,00	1,51	1.883,43	1.513,80	3,51	36,21	27,86	21,36	58,74	17,27	19,01	52,69
Máximo	-	247,40	1,85	2.380,40	1.702,10	4,11	36,87	28,40	22,06	63,24	35,47	24,89	68,99

JABURÚ II													
Semestre	Normal (1981-2010)	PP (mm/sem)	Vv (m/s)	EVAP (mm/sem)	IST (h/sem)	NB (décimos)	Tmáx (°C)	Tmed (°C)	Tmín (°C)	UMR (%)	VD (%)	H (m)	H (%)
2014.1	462,30	206,00	2,54	1.056,10	1.192,80	6,03	32,59	26,73	22,41	70,14	1,60	3,99	33,08
2014.2	33,20	0,00	3,67	2.344,60	1.653,78	3,35	35,25	28,90	23,08	46,98	0,67	3,09	25,61
2015.1	462,30	512,00	2,46	1.189,30	1.289,70	5,57	33,03	26,96	22,45	67,96	6,25	4,89	40,52
2015.2	33,20	7,20	3,17	2.505,89	1.716,42	3,14	35,76	29,04	22,99	45,56	7,16	5,81	48,17
2016.1	462,30	435,20	1,85	1.362,97	1.239,80	5,85	33,40	27,28	22,77	74,71	4,23	5,06	41,99
2016.2	33,20	0,00	2,61	2.335,73	1.662,59	3,00	35,72	29,23	23,12	49,50	1,57	3,83	31,79
2017.1	462,30	212,60	2,20	1.210,40	1.192,40	5,89	33,09	27,03	22,65	73,91	0,35	2,78	23,09
2017.2	33,20	9,00	3,52	2.744,11	1.613,10	3,53	35,36	29,18	23,33	47,25	0,06	1,09	9,06
2018.1	462,30	437,20	1,84	1.205,94	1.129,06	6,06	32,24	26,26	22,36	76,38	12,63	4,61	38,19
2018.2	33,20	85,20	2,80	2.213,31	1.482,42	3,98	35,17	28,43	21,94	53,58	13,86	7,13	59,12
Período Úmido													
Média	462,30	360,60	2,18	1.204,94	1.208,75	5,88	32,87	26,85	22,53	72,62	5,01	4,27	35,37
Coefficiente de Variação	0,00	0,39	0,15	0,09	0,05	0,03	0,01	0,01	0,01	0,05	0,97	0,22	0,22
Mínimo	-	206,00	1,84	1.056,10	1.129,06	5,57	32,24	26,26	22,36	67,96	0,35	2,78	23,09
Máximo	-	512,00	2,54	1.362,97	1.289,70	6,06	33,40	27,28	22,77	76,38	12,63	5,06	41,99
Período de Estio													
Média	462,30	20,28	3,15	2.428,73	1.625,66	3,40	35,45	28,96	22,89	48,57	4,66	4,19	34,75
Coefficiente de Variação	0,00	1,80	0,14	0,08	0,05	0,11	0,01	0,01	0,02	0,06	1,26	0,56	0,56
Mínimo	-	0,00	2,61	2.213,31	1.482,42	3,00	35,17	28,43	21,94	45,56	0,06	1,09	9,06
Máximo	-	85,20	3,67	2.744,11	1.716,42	3,98	35,76	29,23	23,33	53,58	13,86	7,13	59,12

BANABUIÚ													
Semestre	Normal (1981-2010)	PP (mm/sem)	Vv (m/s)	EVAP (mm/sem)	IST (h/sem)	NB (décimos)	Tmáx (°C)	Tmed (°C)	Tmín (°C)	UMR (%)	VD (%)	H (m)	H (%)
2014.1	660,30	578,60	3,21	1.515,10	1.324,40	6,28	33,39	26,99	22,84	81,05	20,06	32,01	61,56
2014.2	47,60	14,40	4,24	1.926,87	1.663,30	4,29	35,15	27,99	22,93	65,16	10,45	25,14	48,35
2015.1	660,30	356,80	3,25	834,60	1.407,40	5,89	34,25	27,67	23,50	72,17	1,86	16,13	31,01
2015.2	47,60	150,60	4,41	2.029,12	1.706,30	3,83	35,24	28,21	23,33	66,12	0,80	12,60	24,23
2016.1	660,30	285,60	3,47	1.410,36	1.399,44	5,47	34,01	27,97	23,93	74,47	0,64	11,82	22,73
2016.2	47,60	24,10	4,01	2.011,32	1.663,66	3,74	34,38	28,36	23,54	70,48	0,58	11,54	22,19
2017.1	660,30	506,30	2,66	1.103,00	1.238,29	6,94	33,40	26,99	23,02	74,37	0,62	11,72	22,54
2017.2	47,60	53,00	4,50	1.732,18	1.538,30	6,15	36,04	28,26	22,32	66,26	0,63	11,78	22,65
2018.1	660,30	583,90	3,29	898,74	1.258,86	7,22	32,47	26,33	22,53	74,05	3,08	17,56	33,77
2018.2	47,60	127,40	2,99	1.654,59	1.501,90	4,60	35,10	28,02	22,78	60,90	6,18	21,11	40,59
Período Úmido													
Média	660,30	462,24	3,18	1.152,36	1.325,68	6,36	33,50	27,19	23,16	75,22	5,25	17,85	34,32
Coefficiente de Variação	0,00	0,29	0,10	0,26	0,06	0,11	0,02	0,02	0,02	0,05	1,59	0,47	0,47
Mínimo	-	285,60	2,66	834,60	1.238,29	5,47	32,47	26,33	22,53	72,17	0,62	11,72	22,54
Máximo	-	583,90	3,47	1.515,10	1.407,40	7,22	34,25	27,97	23,93	81,05	20,06	32,01	61,56
Período de Estio													
Média	47,60	93,76	4,03	1.870,82	1.614,69	4,52	35,18	28,17	22,98	65,78	3,73	16,43	31,60
Coefficiente de Variação	0,00	1,08	0,15	0,09	0,06	0,22	0,02	0,01	0,02	0,05	1,20	0,38	0,38
Mínimo	-	0,00	2,99	1.654,59	1.501,90	3,74	34,38	27,99	22,32	60,90	0,58	11,54	22,19
Máximo	-	247,40	4,50	2.029,12	1.706,30	6,15	36,04	28,36	23,54	70,48	10,45	25,14	48,35

ACARAPE DO MEIO													
Semestre	Normal (1981-2010)	PP (mm/sem)	Vv (m/s)	EVAP (mm/sem)	IST (h/sem)	NB (décimos)	Tmáx (°C)	Tmed (°C)	Tmín (°C)	UMR (%)	VD (%)	H (m)	H (%)
2014.1	1.192,40	901,00	2,63	277,90	601,50	7,82	24,98	21,08	18,99	89,97	26,99	15,10	50,33
2014.2	196,00	42,28	3,14	482,10	1.065,60	6,81	26,56	20,87	17,97	83,79	30,57	15,71	52,37
2015.1	1.192,40	704,41	2,82	220,50	654,60	7,51	24,65	21,57	19,51	88,26	22,28	13,97	46,57
2015.2	196,00	166,83	3,19	590,21	1.005,90	6,57	27,13	21,05	18,01	83,49	35,03	16,77	55,90
2016.1	1.192,40	534,85	2,90	285,18	504,50	7,23	26,23	21,60	19,21	89,79	29,66	15,56	51,87
2016.2	196,00	73,38	2,93	609,77	1.179,70	5,84	28,27	21,48	17,92	80,49	25,74	14,80	49,34
2017.1	1.192,40	1.171,66	2,79	313,30	513,20	7,86	25,52	21,22	18,89	90,94	39,30	17,68	58,93
2017.2	196,00	159,12	2,86	565,40	1.030,20	6,64	27,15	21,01	17,56	82,82	45,11	18,77	62,57
2018.1	1.192,40	1.024,26	2,54	284,50	554,50	7,61	25,48	20,89	18,11	89,77	40,82	17,96	59,87
2018.2	196,00	95,06	2,77	529,23	984,40	6,25	27,69	21,16	17,89	82,86	47,44	19,19	63,97
Período Úmido													
Média	1.192,40	867,23	2,74	276,28	565,66	7,60	25,37	21,27	18,94	89,75	31,81	16,05	53,51
Coefficiente de Variação	0,00	0,29	0,05	0,12	0,11	0,03	0,02	0,01	0,03	0,01	0,25	0,11	0,11
Mínimo	-	534,85	2,54	220,50	504,50	7,23	24,65	20,89	18,11	88,26	22,28	13,97	46,57
Máximo	-	1.171,66	2,90	313,30	654,60	7,86	26,23	21,60	19,51	90,94	40,82	17,96	59,87
Período de Estio													
Média	196,00	107,33	2,98	555,34	1.053,16	6,42	27,36	21,11	17,87	82,69	36,78	17,05	56,83
Coefficiente de Variação	0,00	0,51	0,06	0,09	0,07	0,06	0,02	0,01	0,01	0,02	0,25	0,11	0,11
Mínimo	-	42,28	2,77	482,10	984,40	5,84	26,56	20,87	18,11	80,49	25,74	14,80	49,34
Máximo	-	166,83	3,19	609,77	1.179,70	6,81	28,27	21,48	18,01	83,79	47,44	19,19	63,97

PP: precipitação; Vv: velocidade do vento; EVAP: Evaporação; IST: Índice de insolação; NB: Nebulosidade; T: Temperatura; UMR: Umidade relativa do ar; VD: volume disponível. H: profundidade média.

APÊNDICE B - Parâmetros qualitativos de caracterização dos nutrientes analisados nos reservatórios cearenses

Tabela B1 – Estatística descritiva das variáveis físico-químicas e bióticas nos reservatórios Jaburú I, Jaburú II, Banabuiú e Acarape do Meio no período de 2014 a 2018.

JABURÚ I										
Período úmido						Período de Estio				
Variável	n	Máx.	Mín.	Média	CV %	n	Máx.	Mín.	Média	CV%
NT(µg/L)	5	820,00	180,00	576,000	44	5	1240,00	690,00	844,00	27
PT(µg/L)	5	40,000	20,000	30,000	24	5	30,000	20,000	26,000	21
CLA <i>a</i> (µg/L)	5	3,870	2,260	3,356	19	5	5,230	2,540	3,916	29
N/P (µg/L)	5	79,609	13,268	45,222	56	5	137,104	50,861	77,397	48
CB (Cél./mL)	5	2,140E+05	1,490E+04	7,97E+04	103	5	1,500E+05	4,390E+03	4,58E+04	134
JABURÚ II										
NT(µg/L)	5	9390,00	1010,00	3224,00	109	5	13200,00	1160,00	4852,00	100
PT(µg/L)	5	1160,00	350,00	596,000	56	5	1320,00	270,00	662,00	62
CLA <i>a</i> (µg/L)	5	439,280	26,000	143,442	120	5	101353,00	17,320	20339,878	223
N/P (µg/L)	5	17,901	5,584	10,045	50	5	22,114	9,501	13,921	38
CB (Cél./mL)	5	6,247E+05	3,033E+04	2,05E+05	121	5	8,755E+07	5,153E+04	1,76E+07	222
BANABUIÚ										
NT(µg/L)	5	7800,00	1300,00	3750,00	69	5	3100,00	1300,00	2020,00	42
PT(µg/L)	5	200,00	100,00	130,00	34	5	100,00	100,00	100,00	0
CLA <i>a</i> (µg/L)	5	51,150	13,100	28,040	52	5	59,350	2,150	32,680	67
N/P (µg/L)	5	172,486	28,748	67,999	87	5	68,552	28,748	44,669	42
CB (Cél./mL)	5	2,165E+05	1,885E+04	9,099E+04	90	5	4,051E+05	7,043E+03	1,472E+05	108
ACARAPE DO MEIO										
NT(µg/L)	5	2020,000	680,000	1330,000	45	5	1940,000	700,000	1184,000	47
PT(µg/L)	5	190,000	50,000	116,000	54	5	150,000	30,000	84,000	59
CLA <i>a</i> (µg/L)	5	91,260	12,050	34,678	96	5	42,760	9,370	20,078	72
N/P (µg/L)	5	33,170	22,587	27,087	17	5	68,552	22,114	36,635	51
CB (Cél./mL)	5	3,556E+05	2,226E+04	1,494E+05	89	5	4,834E+05	2,226E+04	1,88E+05	104

NT: Nitrogênio total; PT: fósforo total; CLA *a*: Clorofila *a*; N/P: relação molar N/P; CB: Contagem de cianobactérias.

APÊNDICE C - Sinopse das espécies fitoplanctônicas catalogadas nos Reservatórios cearenses

Tabela C1 – Sinopse dos táxons catalogados no Reservatório Jaburú I, Município de Ubajara -CE, no período de 2014 a 2018.

CYANOPHYTA	<i>Microcystis muscicola</i>	<i>Planktolynghya</i> sp.	CHLOROPHYTA	Closteriaceae
CYANOPHYCEAE	(Meneghini) Elenkin	BACILLARIOPHYTA	CHLOROPHYCEAE	<i>Closterium</i> sp.
Chroococcales	<i>Microcystis</i> sp	BACILLARIOPHYCEAE	Sphaeropleales	Desmidiaceae
Chroococcaceae	Oscillatoriales	Bacillariales	Neochloridaceae	<i>Cosmarium</i> sp.
<i>Chroococcus</i> sp.	Coleofasciculaceae	Bacillariaceae	<i>Golenkinia</i> sp.	<i>Staurodesmus</i> sp.
Nostocales	<i>Anagnostidinema</i> sp.	<i>Nitzschia</i>	Sphaeropleales	EUGLENOZOA
Aphanizomenonaceae	Oscillatoriaceae	COSCINODISCOPHYCEAE	Selenastraceae	EUGLENOPHYCEAE
<i>Aphanizomenon</i> sp.	<i>Lyngbya</i> sp.	Coscinodiscales	<i>Kirchneriella</i> sp	Eutreptiales
<i>Dolichospermum</i> sp.	<i>Lyngbya limnetica</i> (Lemmermann)	Coscinodiscaceae	TREBOUXIOPHYCEAE	Eutreptiaceae
<i>Raphidiopsis</i> sp.	<i>Oscillatoria</i> sp.	<i>Coscinodiscus</i> sp.	Trebouxiophyceae	<i>Eutreptia</i> sp
Spirulinaceae	Microcoleaceae	Melosirales	Coccomyxaceae	Euglenales
<i>Spirulina</i> sp.	<i>Planktothrix</i> sp.	Melosiraceae	<i>Coccomyxa</i> sp.	Phacaceae
Synechococcales	Synechococcales	<i>Melosira</i> sp.	Chlorellales	<i>Lepocinclis</i> sp.
Merismopediaceae	Leptolynghyaceae	Naviculales	Chlorellaceae	<i>Phacus</i> sp.
<i>Aphanocapsa</i> sp.	<i>Leptolynghya</i> sp.	Amphipleuraceae	<i>Dictyosphaerium</i> sp.	Euglenaceae
Pseudanabaenaceae	Scenedesmaceae	<i>Amphipleura</i> sp.	Oocystaceae	<i>Euglena</i> sp.
<i>Pseudanabaena</i> sp.	<i>Scenedesmus</i> sp.	Fragilariales	<i>Oocystis</i> sp.	<i>Thachelomonas</i> sp
Chroococcales	Coelosphaeriaceae	Fragilariaceae	Cryptomonadales	MIOZOA
Aphanothecaceae	<i>Snowella</i>	<i>Synedra</i> sp.	Cryptomonadaceae	DINOPHYCEAE
<i>Aphanothece</i> sp.	Leptolynghyaceae	MEDIOPHYCEAE	<i>Cryptomomas</i> sp.	Gymnodiniales
Microcystaceae	<i>Planktolynghya</i>	Stephanodiscales	CHAROPHYTA	Gymnodiniaceae
<i>Microcystis aeruginosa</i>	<i>Planktolynghya limnetica</i>	Stephanodiscaceae	ZYGNEMATOPHYCEAE	<i>Gymnodinium</i> sp.

(Kützing) Kützing)	(Komárková-Legnerová)	<i>Cyclotella</i> sp.	Desmidiales		
Tabela C2 – Sinopse dos táxons catalogados no reservatório Jaburú II, Município de Independência -CE, no período de 2014 a 2018.					
CYANOPHYTA	(Kützing) Kützing)	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	Stephanodiscales	Trebouxiophyceae	<i>Eutreptia</i> sp
CYANOPHYCEAE	<i>Microcystis muscicola</i>	(Komárková-Legnerová)	Stephanodiscaceae	Cryptomonadaceae	Euglenales
Chroococcales	(Meneghini) Elenkin	BACILLARIOPHYTA	<i>Cyclotella</i> sp.	<i>Cryptomomas</i> sp.	Phacaceae
Chroococcaceae	Oscillatoriales	BACILLARIOPHYCEAE	Naviculales	<i>Crucigenia</i> sp.	<i>Lepocinclis</i> sp.
<i>Chroococcus</i> sp.	Coleofasciculaceae	Bacillariales	Naviculaceae	Chlorellales	<i>Phacus</i> sp.
Nostocales	<i>Anagnostidinema</i> sp.	Bacillariaceae	<i>Navicula</i>	Chlorellaceae	Euglenaceae
Aphanizomenonaceae	Oscillatoriaceae	<i>Nitzschia</i>	<i>Navicula</i> sp.	<i>Dictyosphaerium</i> sp.	<i>Thachelomonas</i> sp
<i>Aphanizomenon</i> sp.	<i>Lyngbya</i> sp.	COSCINODISCOPHYCEAE	Pinnulariaceae	<i>Micractinium</i> sp.	EUGLENOPHYTA
<i>Dolichospermum</i> sp.	<i>Lyngbya limnetica</i> (Lemmermann)	Coscinodiscales	<i>Pinnularia</i> sp.	Oocystaceae	EUGLENOPHYCEAE
<i>Raphidiopsis</i> sp.	<i>Oscillatoria</i> sp.	Coscinodiscaceae	CHLOROPHYTA	<i>Crucigeniella</i> sp.	Euglenales
Spirulinaceae	Microcoleaceae	<i>Coscinodiscus</i> sp.	CHLOROPHYCEAE	<i>Oocystis</i> sp.	Euglenaceae
<i>Spirulina</i> sp.	<i>Planktothrix</i> sp.	Aulacoseirales	Scenedesmaceae	<i>Lagerheimia</i> sp.	<i>Euglena</i> sp.
Synechococcales	Synechococcales	Aulacoseiraceae	<i>Coelosphaerium</i> sp.	Cryptomonadales	<i>Thachelomonas</i> sp.
Merismopediaceae	Leptolyngbyaceae	<i>Aulacoseira</i> sp.	Sphaeropleales	Desmidiaceae	DINOPHYAE
<i>Aphanocapsa</i> sp.	<i>Leptolyngbya</i> sp.	<i>Aulacoseira</i> sp.1	Neochloridaceae	<i>Cosmarium</i> sp.	Gymnodiniales
<i>Merismopedia</i> sp.	<i>Romeria</i> sp.	Melosirales	<i>Golenkinia</i> sp.	<i>Staurodesmus</i> sp.	Gymnodiniaceae
Pseudanabaenaceae	Scenedesmaceae	Melosiraceae	Sphaeropleales	ZYGNEMATOPHYCEAE	<i>Gymnodinium</i> sp.
<i>Pseudanabaena</i> sp.	<i>Scenedesmus</i> sp.	<i>Melosira</i> sp.	Selenastraceae	Desmidiales	
Aphanothecaceae	Coelosphaeriaceae	Naviculales	<i>Monoraphidium</i> sp.	Closteriaceae	
<i>Aphanothece</i> sp.	Snowella	Amphipleuraceae	<i>Ankistrodesmus</i> sp.	<i>Closterium</i> sp.	
Microcystaceae	Leptolyngbyaceae	<i>Amphipleura</i> sp.	<i>Kirchneriella</i> sp.	EUGLENOZOA	
<i>Microcystis</i> sp.	<i>Planktolyngbya</i>	Fragilariales	Trebouxiophyceae	EUGLENOPHYCEAE	
<i>Microcystis</i> sp.1	<i>Planktolyngbya</i> sp.	Fragilariaceae	Coccomyxaceae	Eutreptiales	

Microcystis aeruginosa

Synedra sp.

Coccomyxa sp.

Eutreptiaceae

Tabela C3 – Sinopse dos táxons catalogados no Reservatório Banabuiú, Município de Banabuiú -CE, no período de 2014 a 2018.

CYANOPHYTA	Planktothrix sp.	<i>Kirchneriella</i> sp.	ZYGNEMATOPHYCEAE
CYANOPHYCEAE	<i>Planktothrix agardhii</i>	<i>Monoraphidium Monoraphidium</i>	Desmidiaceae
Spirulinales	Microcystaceae	<i>sp. Monoraphidium contortum</i> (Thuret;	Closteriaceae
Spirulinaceae	<i>Microcystis</i> sp.	Komárková-Legnerová 1969)	<i>Closterium kuetzingii</i> (Brébisson 1856)
<i>Spirulina</i> sp.	Microcystis sp.1	<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Korshikov;	Desmidiaceae
<i>Cylindrospermum</i>	<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing 1846)	Hindák 1970)	<i>Cosmarium</i> sp.
<i>Dolichospermum</i> sp.	BACILLARIOPHYTA	Trebouxiophyceae	CRYPTOPHYTA
Aphanizomenonaceae	BACILLARIOPHYCEAE	Crucigenia sp.	CRYPTOPHYCEAE
<i>Aphanizomenon</i> sp.	Bacillariales	Chlorellales	Cryptomonadales
<i>Raphidiopsis</i> sp.	Bacillariaceae	Oocystaceae	Cryptomonadaceae
<i>Raphidiopsis raciborskii</i> (Woloszynska; Aguilera)	Nitzschia	<i>Crucigeniella</i> sp.	<i>Cryptomonas</i> sp
Synechococcales	<i>Nitzschia</i> sp.	<i>Lagerheimia</i> sp.	EUGLENOZOA
Pseudanabaenaceae	Naviculales	<i>Oocystis</i> sp.	EUGLENOPHYCEAE
<i>Pseudanabaena</i>	Pinnulariaceae	<i>Oscillatoria</i> sp.	Euglenales
<i>Pseudanabaena</i> sp.	<i>Pinnularia</i> sp.	Chlorellaceae	Euglenaceae
<i>Pseudanabaena</i> sp.1	Amphipleuraceae	<i>Dictyosphaerium</i> sp.	<i>Euglena</i> sp.
<i>Pseudanabaena galeata</i> (Böcher 1949)	<i>Amphipleura</i> sp.	<i>Micractinium</i> sp.	<i>Trachelomonas</i> sp.
<i>Pseudanabaena moniliformis</i> (Komárek e Kling 1991)	Fragilariales	Chlorellaceae	Phacaceae
Merismopediaceae	Fragilariaceae	<i>Actinastrum</i> sp.	<i>Lepocinclis</i> sp.
<i>Aphanocapsa</i> sp. <i>Aphanocapsa delicatissima</i> (West & G.S.West 1912)	<i>Synedra</i> sp.	Coccomyxaceae	<i>Lepocinclis</i> sp.
<i>Merismopedia</i> sp.	Coscinodiscophyceae	<i>Coccomyxa</i> sp.	<i>Phacus</i> sp.
	Melosirales	Cryptophyceae	
	Melosiraceae	Pyrenomonadales	

Coelosphaeriaceae	<i>Melosira</i> sp.	Pyrenomonadaceae
	Aulacoseirales	<i>Rhodomonas</i> sp
Continua...	BACILLARIOPHYCEAE	
CYANOPHYCEAE	Aulacoseiraceae	
<i>Coelosphaerium</i> sp.	<i>Aulacoseira</i> sp	
Chroococcales	<i>Aulacoseira</i> sp.1	
Chroococcaceae	<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg/ Simonsen 1979)	
<i>Chroococcus turgidus</i> (Kützing; Nägeli 1849)	Coscinodiscales	
Leptolyngbyaceae	Coscinodiscaceae	
<i>Romeria</i> sp.	<i>Coscinodiscus</i> sp.	
Chroococcus	Mediophyceae	
Aphanothecaceae	Stephanodiscales	
<i>Aphanothece</i> sp.	Stephanodiscaceae	
Oscillatoriales	<i>Cyclotella</i> sp.	
Coleofasciculaceae	Naviculales	
<i>Anagnostidinema</i> sp.	Naviculaceae	
Oscillatoriaceae	<i>Navicula</i>	
<i>Lyngbya</i> sp.	<i>Navicula</i> sp.	
Oscillatoriales	CHLOROPHYTA	
Microcoleaceae	CHLOROPHYCEAE	
<i>Planktothrix</i>	Sphaeropleales	
	Scenedesmaceae	
	<i>Scenedesmus</i> sp.	
	<i>Ankistrodesmus</i> sp	

Tabela C4 – Sinopse dos táxons catalogados no Reservatório Acarape do Meio, Município de Redenção -CE, no período de 2014 a 2018.

CYANOPHYTA	<i>Synechocystis</i> sp.	<i>Lyngbya limnetica</i> (Lemmermann 1898)	<i>Monoraphidium</i> sp.
CYANOPHYCEAE	Leptolyngbyaceae	<i>Oscillatoria</i> sp.	<i>Monoraphidium contortum</i>
Nostocales	<i>Planktolyngbya</i> sp.	<i>Phormidium</i> sp.	(Komárková-Legnerová, 1969)
Nostocaceae	<i>Romeria</i> sp.	Microcoleaceae	<i>Monoraphidium irregulare</i>
<i>Dolichospermum</i> sp.	Pseudanabaenaceae	<i>Planktothrix</i> sp.	(Komárková-Legnerová 1969)
<i>Cuspidothrix</i> sp.	<i>Pseudanabaena</i> sp.	<i>Planktothrix agardhii</i> (Anagnostidis e	Hydrodictyaceae
<i>Cylindrospermum</i> sp.	<i>Pseudanabaena catenata</i> (Lauterborn 1915)	Komárek 1988)	<i>Pediastrum</i> sp.
Phormidiaceae	<i>Pseudanabaena moniliformis</i> (Komárek e Kling 1991)	<i>Planktothrix</i> sp.1	<i>Tetraedron</i> sp.
<i>Spirulina</i> sp.	<i>Pseudanabaena mucicola</i> (Naumann e Huber-	Coleofasciculaceae	<i>Tetraedron minimum</i> (Hansgirg 1888)
Aphanizomenonaceae	Pestalozzi, 1964)	<i>Anagnostidinema</i> sp.	Schroederiaceae
<i>Aphanizomenon</i> sp.	Chroococcales	Chroococcales	<i>Schroederia</i> sp.
<i>Aphanizomenon</i> sp.1	Aphanothecaceae	Microcystaceae	Neochloridaceae
<i>Raphidiopsis</i> sp.	<i>Aphanothece</i> sp.	<i>Microcystis</i> sp.	<i>Golenkinia</i> sp.
<i>Cylindrospermopsis catemaco</i>	<i>Gloeotheca</i> sp.	<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing 1846)	Scenedesmaceae
(Komárková-Legnerová)	Micractiniaceae	<i>Microcystis muscicola</i> (Meneghini;	<i>Coelastrum</i> sp.
<i>Raphidiopsis raciborskii</i> (Subba 1972)	<i>Errerella</i> sp.	Elenkin 1938)	<i>Coelosphaerium</i> sp.
Synechococcales	Chroococcaceae	<i>Microcystis</i> sp.1	<i>Westella</i> sp.
Merismopediaceae	Chroococcus	CHLOROPHYTA	<i>Scenedesmus</i> sp.
<i>Aphanocapsa</i> sp.	<i>Chroococcus dispersus</i> (Keissler Lemmermann 1904)	CHLOROPHYCEAE	<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerheim,
<i>Merismopedia punctata</i> (Meyen 1839)	<i>Chroococcus</i> sp.	Sphaeropleales	1902)
<i>Merismopedia tenuissima</i>	Oscillatoriales	Selenastraceae	<i>Scenedesmus acutus</i> (Meyen 1829)
(Lemmermann 1898)	Oscillatoriaceae	<i>Ankistrodesmus</i> sp.	<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Brébisson e
<i>Merismopedia</i> sp.	<i>Lyngbya</i> sp.	<i>Kirchneriella</i> sp.	Godey 1835)

Continua...

<i>Scenedesmus</i> sp.	<i>Monoraphidium contortum</i> (Komárková-Legnerová, 1969)	Stephanodiscales	<i>Synedra</i> sp.
Chlamydomonadales		Stephanodiscaceae	<i>Fragilaria</i> sp.
Chlamydomonadaceae	<i>Monoraphidium irregulare</i> (Komárková-Legnerová, 1969)	Cyclotella	Cymbellales
<i>Chlamydomonas</i> sp.		<i>Cyclotella meneghiniana</i> (Kützing 1844)	Cymbellaceae
Haematococcaceae	Oocystaceae	Cyclotella sp.	<i>Cymbella</i>
<i>Chlorogonium</i> sp.	<i>Oocystis</i> sp.	Lithodesmiales	CRYPTOPHYTA
Chlorococcales	<i>Crucigeniella</i> sp.	Lithodesmiaceae	CRYPTOPHYCEAE
Oocystaceae	BACILLARIOPHYTA	<i>Ditylum</i> sp.	Cryptomonadales
<i>Chlorella</i> sp.	BACILLARIOPHYCEAE	Naviculales	Cryptomonadaceae
Chlorococcaceae	Tabellariales	Naviculaceae	<i>Cryptomonas</i>
<i>Chlorococcales</i>	Tabellariaceae	<i>Navicula</i>	<i>Cryptomonas marssonii</i>
Trebouxiophyceae	<i>Diatoma</i> sp.	<i>Navicula</i> sp.	<i>Cryptomonas</i> sp.
Coccomyxaceae	Thalassiosiphysales	Pinnulariaceae	Pyrenomonadales
<i>Coccomyxa</i> sp.	Catenulaceae	<i>Pinnularia</i> sp.	Pyrenomonadaceae
Trebouxiophyceae	<i>Amphora</i> sp.	Bacillariales	<i>Rhodomonas</i> sp.
<i>Crucigenia</i> sp.	COSCINODISCOPHYCEAE	Bacillariaceae	Pyrenomonadales
Chlamydomonadales	Aulacoseirales	<i>Pseudo-nitzschia</i> sp.	Chroomonadaceae
Volvocaceae	Aulacoseiraceae	<i>Nitzschia</i> sp.	<i>Chroomonas</i>
<i>Eudorina</i>	<i>Aulacoseira</i> sp.	<i>Nitzschia</i> sp.1	ZYGEMATOPHYCEAE
Chlorellales	<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg; Simonsen 1979)	Amphipleuraceae	Desmidiiales
Chlorellaceae		<i>Amphipleura</i> sp.	<i>Closterium</i> sp.
<i>Actinastrum</i> sp.	<i>Aulacoseira</i> sp.1	<i>Amphipleura pelúcida</i>	Desmidiaceae
<i>Dictyosphaerium</i> sp.	Coscinodiscales	Fragilariales	Closteriaceae
<i>Micractinium</i> sp.	Coscinodiscaceae	Fragilariaceae	<i>Cosmarium</i> sp.
	<i>Coscinodiscus</i> sp.		<i>Staurodesmus</i> sp.

Continua...

Staurastrum gracile (Ralfs 1848)

Staurastrum lunatum (Ralfs 1848)

EUGLENOZOA

EUGLENOPHYCEAE

Euglenaceae

Euglena sp.

Euglena acus (Ehrenberg 1830)

Trachelomonas sp.

Trachelomonas armata (Ehrenberg; Stein
1878)

Trachelomonas volvocina (Ehrenberg 1834)

Phacaceae

Lepocinclis sp.

Phacus sp.

DINOPHYCEAE

Gymnodiniales

Gymnodiniaceae

Gymnodinium sp.

Peridinales

Peridiniaceae

Peridinium sp.

Proto-peridiniaceae

Proto-peridinium sp.

APÊNDICE D - Estatística descritiva da contagem do fitoplâncton nos reservatórios cearenses

Tabela D1 - Estatística descritiva da contagem do fitoplâncton no reservatório Jaburú I no período de 2014 a 2018.

Semestre	Cyanophyceae	Bacillariophyceae	Chlorophyceae	Cryptophyceae	Euglenophyceae	Dinophyceae	Zygnematophyceae
2014.1	1,10E+05	1,04E+03	5,18E+02	0,00E+00	5,18E+02	0,00E+00	0,00E+00
2014.2	1,02E+05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,07E+03	1,04E+03	0,00E+00
2015.1	1,92E+05	2,12E+02	6,53E+02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	7,70E+01
2015.2	3,10E+05	0,00E+00	7,78E+02	0,00E+00	0,00E+00	2,59E+02	0,00E+00
2016.1	4,28E+05	6,96E+02	0,00E+00	0,00E+00	6,96E+02	3,48E+02	0,00E+00
2016.2	3,51E+04	3,48E+02	3,13E+03	0,00E+00	1,30E+03	0,00E+00	6,96E+02
2017.1	2,98E+04	3,85E+02	2,59E+02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,54E+03
2017.2	8,78E+03	3,99E+02	7,99E+02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	7,99E+02
2018.1	3,95E+04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,59E+02	0,00E+00	0,00E+00
2018.2	7,82E+03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Total	1,26E+06	3,08E+03	6,14E+03	0,00E+00	4,84E+03	1,65E+03	3,11E+03
Período Úmido							
Média	1,60E+05	4,67E+02	2,86E+02	0,00E+00	2,95E+02	6,96E+01	3,23E+02
CV	102%	88%	104%	-	105%	224%	211%
Min	29800,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Max	428000,00	1040,00	653,00	0,00	696,00	348,00	1540,00
Período de Estio							
Média	9,27E+04	1,49E+02	9,41E+02	0,00E+00	6,74E+02	2,60E+02	2,99E+02
CV	137%	138%	137%	-	143%	173%	137%
Min	7820,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Max	310000,00	399,00	3130,00	0,00	2070,00	1040,00	799,00

CV: coeficiente de variação; Min: mínimo; Max. Máximo.

Tabela D2 - Estatística descritiva da contagem do fitoplâncton no reservatório Jaburú II no período de 2014 a 2018.

Semestre	Cyanophyceae	Bacillariophyceae	Chlorophyceae	Cryptophyceae	Euglenophyceae	Dinophyceae	Zygnematomphyceae
2014.1	6,17E+04	2,07E+03	5,18E+02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
2014.2	3,62E+05	1,29E+03	3,11E+03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	5,18E+02
2015.1	1,15E+06	4,15E+03	7,78E+03	4,15E+03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
2015.2	4,98E+04	1,04E+03	0,00E+00	3,48E+02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
2016.1	1,89E+05	2,85E+03	1,81E+03	1,30E+03	2,59E+02	0,00E+00	2,59E+02
2016.2	1,04E+05	1,39E+03	1,04E+03	0,00E+00	1,74E+03	0,00E+00	0,00E+00
2017.1	4,71E+05	1,11E+04	2,26E+04	0,00E+00	5,19E+03	0,00E+00	1,04E+03
2017.2	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
2018.1	5,15E+04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
2018.2	1,30E+04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Total	2,45E+06	2,39E+04	3,69E+04	5,80E+03	7,19E+03	0,00E+00	1,82E+03
Período Úmido							
Média	3,85E+05	4,03E+03	6,54E+03	1,09E+03	1,09E+03	0,00E+00	2,60E+02
CV	119%	105%	145%	165%	210%	-	173%
Min	5,15E+04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Max	1,15E+06	1,11E+04	2,26E+04	4,15E+03	5,19E+03	0,00E+00	1,04E+03
Período de Estio							
Média	1,06E+05	7,44E+02	8,30E+02	6,96E+01	3,48E+02	0,00E+00	1,04E+02
CV	141%	93%	163%	224%	224%	-	223%
Min	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Max	3,62E+05	1,39E+03	3,11E+03	3,48E+02	1,74E+03	0,00E+00	5,18E+02

CV: coeficiente de variação; Min: mínimo; Max. Máximo.

Tabela D3 - Estatística descritiva da contagem do fitoplâncton no reservatório Banabuiú no período de 2014 a 2018.

Semestre	Cyanophyceae	Bacillariophyceae	Chlorophyceae	Cryptophyceae	Euglenophyceae	Dinophyceae	Zygnematophyceae
2014.1	1,320E+05	0,000E+00	5,180E+02	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00
2014.2	8,100E+05	5,700E+03	2,070E+03	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00
2015.1	4,300E+05	2,060E+03	2,590E+03	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	5,180E+02
2015.2	3,180E+05	7,780E+03	2,590E+04	1,520E+04	7,710E+02	0,000E+00	2,590E+02
2016.1	2,080E+05	2,590E+02	5,160E+04	0,000E+00	5,180E+02	0,000E+00	2,590E+02
2016.2	2,700E+05	2,170E+04	2,300E+04	0,000E+00	2,170E+03	0,000E+00	2,590E+02
2017.1	5,370E+04	3,560E+03	1,040E+03	0,000E+00	6,070E+02	0,000E+00	0,000E+00
2017.2	5,880E+04	2,590E+02	8,300E+03	1,040E+03	1,300E+03	0,000E+00	2,590E+02
2018.1	6,260E+04	6,960E+02	3,110E+03	0,000E+00	2,790E+03	0,000E+00	0,000E+00
2018.2	9,170E+02	7,980E+02	0,000E+00	0,000E+00	2,690E+03	0,000E+00	0,000E+00
Total	2,34E+06	4,28E+04	1,18E+05	1,62E+04	1,08E+04	0,00E+00	1,55E+03
Período Úmido							
Média	1,77E+05	1,32E+03	1,18E+04	0,00E+00	7,83E+02	0,00E+00	1,55E+02
CV	87%	113%	189%	-	148%	-	150%
Min	5,37E+04	0,00E+00	5,18E+02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Max	4,30E+05	3,56E+03	5,16E+04	0,00E+00	2,79E+03	0,00E+00	5,18E+02
Período de Estio							
Média	2,92E+05	7,25E+03	1,19E+04	3,25E+03	1,39E+03	0,00E+00	1,55E+02
CV	110%	120%	100%	206%	77%	-	92%
Min	8,10E+05	2,59E+02	0,00E+00	0,00E+00	2,69E+03	0,00E+00	0,00E+00
Max	9,17E+02	2,59E+02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00

CV: coeficiente de variação; Min: mínimo; Max. Máximo.

Tabela D4 - Estatística descritiva da contagem do fitoplâncton no reservatório Acarape do Meio no período de 2014 a 2018.

Semestre	Cyanophyceae	Bacillariophyceae	Chlorophyceae	Cryptophyceae	Euglenophyceae	Dinophyceae	Zygnemathophyceae
2014.1	1,720E+06	2,280E+06	1,820E+05	1,040E+03	1,190E+05	0,000E+00	3,730E+04
2014.2	3,940E+05	1,850E+06	1,840E+05	0,000E+00	1,230E+06	0,000E+00	2,380E+04
2015.1	1,030E+06	1,190E+06	7,100E+04	0,000E+00	8,190E+04	1,660E+04	1,390E+04
2015.2	6,850E+05	4,890E+06	1,210E+05	0,000E+00	9,290E+04	5,490E+04	4,680E+04
2016.1	2,480E+05	7,470E+05	3,850E+05	0,000E+00	1,160E+03	1,790E+04	3,590E+04
2016.2	7,270E+04	1,460E+05	7,410E+04	2,590E+02	1,040E+03	0,000E+00	2,760E+04
2017.1	1,110E+05	7,030E+05	2,540E+05	6,960E+02	3,800E+05	0,000E+00	6,010E+04
2017.2	4,320E+04	2,410E+05	1,110E+05	0,000E+00	9,000E+04	0,000E+00	1,550E+04
2018.1	1,200E+05	3,460E+05	2,260E+05	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	3,100E+04
2018.2	6,230E+05	1,260E+04	2,350E+04	1,070E+03	0,000E+00	0,000E+00	4,390E+03
Total	5,05E+06	1,24E+07	1,63E+06	3,07E+03	2,00E+06	8,94E+04	2,96E+05
Período Úmido							
Média	6,46E+05	1,05E+06	2,24E+05	3,47E+02	1,16E+05	6,90E+03	3,56E+04
CV	110%	71%	51%	141%	134%	137%	46%
Min	1,11E+05	3,46E+05	7,10E+04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,39E+04
Max	1,72E+06	2,28E+06	3,85E+05	1,04E+03	3,80E+05	1,79E+04	6,01E+04
Período de Estio							
Média	3,64E+05	1,43E+06	1,03E+05	2,66E+02	2,83E+05	1,10E+04	2,36E+04
CV	82%	145%	58%	174%	188%	224%	67%
Min	4,32E+04	1,26E+04	2,35E+04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,39E+03
Max	6,85E+05	4,89E+06	1,84E+05	1,07E+03	1,23E+06	5,49E+04	4,39E+03

CV: coeficiente de variação; Min: mínimo; Max. Máximo.

APÊNDICE E – Matrizes de correlação de Pearson para os reservatórios cearenses no período de 2014 à 2018.

Tabela E1 - Matriz de correlação de Pearson (r) para as variáveis analisadas no Jaburú I, período de 2014 a 2018.

	PP	Vv	Tmed	VD%	PT	NT	Cla	CB	ITS	IM	IS	ISW
PP	1,000											
Vv	-0,937	1,000										
Tmed	-0,977	0,902	1,000									
VD%	-0,048	0,227	-0,145	1,000								
PT	0,394	-0,425	-0,403	0,005	1,000	1,000						
Cla	-0,276	0,164	0,380	-0,458	0,219	0,028	1,000					
CB	0,132	-0,218	-0,064	-0,347	-0,269	0,018	-0,326	1,000				
ITS	0,664	-0,825	-0,642	-0,354	0,221	-0,275	-0,156	0,136	1,000			
IM	-0,084	0,197	0,086	0,029	-0,079	0,020	-0,016	-0,154	0,063	1,000		
IS	0,158	-0,202	-0,140	-0,022	0,199	-0,011	-0,268	0,514	-0,160	-0,762	1,000	
ISW	0,051	-0,024	-0,040	-0,125	-0,124	-0,020	0,233	-0,345	0,358	0,797	-0,958	1,000

PP: precipitação; Vv: velocidade do vento; Temperatura; VD: volume disponível; PT: fósforo total; NT: Nitrogênio total; CLA a: Clorofila a; CB: Contagem de cianobactérias; ITS: índice trófico para o semiárido; IM: Índice de Margalef; IS: Índice de Simpson; ISW: Índice de Shannon-Wiener.

N	10	Correlação moderada
alpha	0,050	Correlação forte
t	2,752	Correlação muito forte
rmin	0,544	

Tabela E2 - Matriz de correlação de Pearson (r) para as variáveis analisadas no Jaburú II, período de 2014 a 2018.

	PP	Vv	Tmed	VD%	PT	NT	Cla	CB	ITS	IM	IS	ISW
PP	1,000											
Vv	-0,791	1,000										
Tmed	-0,863	0,795	1,000									
VD%	0,321	-0,326	-0,249	1,000								
PT	-0,270	-0,066	0,251	-0,612	1,000							
NT	-0,372	-0,009	0,289	-0,617	0,965	1,000						
Cla	-0,029	-0,088	0,136	-0,545	0,841	0,799	1,000					
CB	0,290	0,159	-0,032	-0,010	-0,183	-0,183	0,298	1,000				
ITS	-0,285	0,148	0,457	-0,774	0,804	0,752	0,722	-0,002	1,000			
IM	0,017	0,072	-0,063	-0,241	0,167	0,230	0,371	0,593	0,104	1,000		
IS	-0,105	0,200	0,128	0,355	-0,235	-0,315	-0,324	-0,227	-0,316	-0,739	1,000	
ISW	-0,312	0,290	0,165	-0,277	0,175	0,227	0,125	0,252	0,115	0,835	-0,526	1,000

N	10	Correlação moderada
alpha	0,050	Correlação forte
t	2,752	Correlação muito forte
rmin	0,544	

Tabela E3- Matriz de correlação de Pearson (r) para as variáveis analisadas no Banabuiú, período de 2014 a 2018.

	PP	Vv	Tmed	VD%	PT	NT	Cla	CB	ITS	IM	IS	ISW
PP	1,000											
Vv	-0,719	1,000										
Tmed	-0,922	0,644	1,000									
VD%	0,280	-0,158	-0,300	1,000								
PT	0,574	-0,566	-0,662	-0,237	1,000							
NT	0,205	-0,216	-0,106	-0,383	0,298	1,000						
Cla	-0,294	0,473	0,336	-0,462	-0,227	-0,064	1,000					
CB	-0,429	0,443	0,358	0,145	-0,380	-0,238	0,462	1,000				
ITS	0,225	-0,219	-0,128	-0,518	0,396	0,623	0,438	0,099	1,000			
IM	0,109	0,078	-0,146	-0,522	0,557	-0,139	0,361	-0,026	0,432	1,000		
IS	0,304	-0,087	-0,413	0,379	-0,011	0,502	-0,296	0,066	0,073	-0,539	1,000	
ISW	-0,074	0,161	0,166	-0,427	0,253	-0,366	0,400	-0,005	0,179	0,851	-0,860	1,000

N	10	Correlação moderada
alpha	0,050	Correlação forte
t	2,752	Correlação muito forte
rmin	0,544	




Tabela E4 - Matriz de correlação de Pearson (r) para as variáveis analisadas no Acarape do Meio, período de 2014 a 2018.

	PP	Vv	Tmed	VD%	PT	NT	Cla	CB	ITS	IM	IS	ISW
PP	1,000											
Vv	-0,694	1,000										
Tmed	0,053	0,019	1,000									
VD%	-0,079	-0,193	-0,541	1,000								
PT	0,364	0,104	-0,177	-0,454	1,000							
NT	0,241	0,255	-0,206	-0,312	0,903	1,000						
Cla	0,291	-0,163	-0,163	-0,461	0,729	0,709	1,000					
CB	-0,078	0,423	-0,350	-0,261	0,697	0,866	0,726	1,000				
ITS	-0,252	0,391	0,050	0,182	-0,236	-0,211	-0,282	-0,022	1,000			
IM	0,378	-0,268	0,166	-0,105	0,316	0,087	0,053	-0,203	0,264	1,000		
IS	-0,116	-0,174	0,168	0,270	-0,287	-0,042	-0,161	-0,129	-0,599	-0,357	1,000	
ISW	0,073	0,130	-0,203	-0,209	0,342	0,054	0,150	0,124	0,547	0,439	-0,942	1,000

N	10	Correlação moderada
alpha	0,050	Correlação forte
t	2,752	Correlação muito forte
rmin	0,544	

Tabela E5 - Matriz de correlação de Pearson (r) para as variáveis analisadas com os quatro reservatórios agrupados, período de 2014 a 2018.

	PP	Vv	Tmed	VD%	PT	NT	Cla	CB	ITS	IM	IS	ISW
PP	1,000											
Vv	-0,937	1,000										
Tmed	-0,977	0,902	1,000									
VD%	-0,048	0,227	-0,145	1,000								
PT	0,394	-0,425	-0,403	0,005	1,000							
NT	-0,350	0,403	0,457	-0,436	-0,439	1,000						
Cla	-0,276	0,164	0,380	-0,458	0,219	0,028	1,000					
CB	0,132	-0,218	-0,064	-0,347	-0,269	0,018	-0,326	1,000				
ITS	0,664	-0,825	-0,642	-0,354	0,221	-0,275	-0,156	0,136	1,000			
IM	-0,084	0,197	0,086	0,029	-0,079	0,020	-0,016	-0,154	0,063	1,000		
IS	0,158	-0,202	-0,140	-0,022	0,199	-0,011	-0,268	0,514	-0,160	-0,762	1,000	
ISW	0,051	-0,024	-0,040	-0,125	-0,124	-0,020	0,233	-0,345	0,358	0,797	-0,958	1,000

N	40		Correlação moderada
alpha	0,050		Correlação forte
t	2,334		Correlação muito forte
rmin	0,354		

Apêndice F - Análise de Componente Principal para os reservatórios.

Tabela F1- Análise de Componente Principal (ACP 1) das variáveis hidroclimáticas dos reservatórios cearense, no período de 2014 a 2018.

Variáveis*	Jaburú I		Jaburú II		Banabuiú		Acarape do Meio		Agrupado		Agrupado Úmido		Agrupado Seco	
	PC1 (57,9%)	PC2 (41,1%)	PC1 (59,8%)	PC2 (29,1%)	PC1 (58,8%)	PC2 (31,5%)	PC1 (49,3%)	PC2 (33,7%)	PC1 (56,3%)	PC2 (23,1%)	PC1 (62,9%)	PC2 (26,4%)	PC1 (59,2%)	PC2 (22%)
PP	-0,579	0,083	-0,514	0,270	-0,509	0,325	-0,009	0,713	-0,372	-0,346	-0,507	-0,136	0,355	-0,235
Vv	0,577	0,056	0,511	-0,209	0,428	-0,353	0,176	-0,685	0,378	0,651	0,295	0,690	-0,369	-0,691
Tmed	0,559	-0,212	0,495	-0,348	0,510	-0,273	0,460	0,125	0,380	-0,613	0,312	-0,676	-0,385	0,627
VD%	0,094	0,688	-0,357	-0,593	-0,383	-0,594	-0,614	-0,062	-0,544	0,282	-0,533	0,200	0,558	-0,110
H%	0,101	0,687	-0,321	-0,641	-0,390	-0,585	-0,616	-0,051	-0,528	-0,022	-0,524	-0,085	0,527	0,250

*(precipitação (Pp), temperatura média (Tem), velocidade do vento (Vv), fração do volume disponível (VD%) e profundidade (H%); PC (Componente principal).

Tabela F2- Análise de Componente Principal (ACP 2) das variáveis físicas, nutrientes e biótica dos reservatórios cearense, no período de 2014 a 2018.

Variáveis*	Jaburú I		Jaburú II		Banabuiú		Acarape do Meio		Agrupado		Agrupado Úmido		Agrupado Seco	
	PC1 (42,5%)	PC2 (29,5%)	PC1 (63,1%)	PC2 (17,6%)	PC1 (42,1%)	PC2 (26,2%)	PC1 (59,1%)	PC2 (22,9%)	PC1 (47,1%)	PC2 (23,7%)	PC1 (51,3%)	PC2 (25,7%)	PC1 (51,9%)	PC2 (21,4%)
VD%	-0,457	-0,407	0,407	0,021	-0,495	0,228	0,350	-0,509	-0,422	-0,278	-0,420	-0,229	-0,387	-0,205
H%	-0,446	-0,410	0,420	-0,224	-0,525	0,194	0,344	-0,514	-0,474	-0,150	-0,450	-0,252	-0,443	-0,019
PT	-0,302	0,465	-0,400	-0,375	0,195	0,373	-0,448	-0,154	0,430	0,225	0,444	-0,302	0,423	0,340
NT	0,472	-0,188	-0,402	-0,372	0,465	0,251	-0,415	-0,368	0,410	0,335	0,447	0,263	0,382	0,391
N/P	0,462	-0,381	-0,427	-0,222	0,410	0,117	0,278	-0,340	-0,106	0,103	0,032	0,679	-0,254	-0,154
Cla	0,101	0,514	-0,278	0,556	0,170	-0,646	-0,411	-0,176	0,342	-0,602	0,434	-0,323	0,364	-0,576
CB	0,233	-0,070	-0,276	0,558	-0,167	-0,527	-0,375	-0,414	0,341	-0,604	0,187	-0,397	0,363	-0,577

*fração do volume disponível (VD%); profundidade (H%); PT (fósforo total); NT (Nitrogênio total); Relação Nitrogênio/Fósforo; Cla (clorofila a); CB (contagem de cianobactérias).
PC (Componente principal).

Tabela F3- Análise de Componente Principal (ACP 3) das variáveis físicas e índices bióticos dos reservatórios cearense, período de 2014 a 2018.

Variáveis*	Jaburú I		Jaburú II		Banabuiú		Acarape do Meio		Agrupado		Agrupado Úmido		Agrupado Seco	
	PC1 (46,3%)	PC2 (36,7%)	PC1 (51,7%)	PC2 (29,1%)	PC1 (59,6%)	PC2 (24,3%)	PC1 (46,5%)	PC2 (33,2%)	PC1 (42,7%)	PC2 (32%)	PC1 (44,2%)	PC2 (32,7%)	PC1 (44,2%)	PC(31%)
VD%	-0,156	0,625	0,457	-0,394	-0,442	0,323	0,295	-0,610	-0,118	0,673	-0,040	0,688	-0,190	0,652
H%	-0,144	0,637	0,395	-0,384	-0,448	0,333	0,291	-0,612	-0,263	0,622	0,118	0,673	-0,327	0,589
ITS	0,248	-0,328	-0,374	0,425	0,281	-0,549	-0,341	-0,436	0,239	-0,223	-0,054	-0,263	0,359	-0,136
IM	0,499	0,219	-0,410	-0,487	0,448	0,150	-0,328	-0,120	0,519	0,228	-0,534	0,047	0,492	0,337
IS	-0,547	-0,200	0,425	0,286	-0,362	-0,528	0,554	0,140	-0,517	-0,207	0,584	-0,056	-0,444	-0,273
ISW	0,588	0,088	-0,383	-0,443	0,440	0,426	-0,546	-0,169	0,568	0,124	-0,596	0,013	0,537	0,147

*fração do volume disponível (VD%); profundidade (H%); ITS (índice trófico para o semiárido); IM (Índice de Margalef); IS (Índice de Simpson; ISW (Índice de Shannon-Wiener. PC (Componente principal).

Tabela F4 - Análise de Componente Principal (ACP 4) dos nutrientes e índices bióticos dos reservatórios cearense, no período de 2014 a 2018.

Variáveis*	Jaburú I		Jaburú II		Banabuiú		Acarape do Meio		Agrupado		Agrupado Úmido		Agrupado Seco	
	PC1 (39,6%)	PC2 (36,4%)	PC1 (54,9%)	PC2 (30%)	PC1 (47,1%)	PC2 (33,9%)	PC1 (51,4%)	PC2 (28,6%)	PC1 (36,6%)	PC2 (28,4%)	PC1 (38,6%)	PC2 (25,2%)	PC1 (39,7%)	PC (33,7%)
ITS	-0,148	0,307	0,421	0,205	0,096	0,572	0,252	0,468	-0,224	-0,333	-0,026	-0,522	0,444	0,184
IM	-0,523	0,051	0,230	-0,590	-0,392	0,416	0,328	0,005	-0,539	0,144	-0,531	0,088	0,415	-0,391
IS	0,574	-0,038	-0,288	0,432	0,470	-0,035	-0,479	-0,204	0,508	-0,216	0,563	-0,035	-0,300	0,408
ISW	-0,585	0,095	0,220	-0,537	-0,485	0,238	0,485	0,173	-0,567	0,144	-0,579	-0,001	0,436	-0,367
PT	0,156	0,476	0,461	0,221	-0,097	0,453	0,301	-0,575	-0,143	-0,631	-0,178	-0,138	0,338	0,519
NT	-0,056	-0,546	0,469	0,224	0,403	0,414	0,163	-0,613	-0,144	-0,631	-0,151	-0,595	0,334	0,486
N/P	-0,074	-0,607	0,454	0,188	0,458	0,257	-0,497	0,056	0,198	0,068	0,106	-0,588	-0,353	-0,072

*ITS (índice trófico para o semiárido); IM (Índice de Margalef); IS (Índice de Simpson; ISW (Índice de Shannon-Wiener; PT (fósforo total); NT (Nitrogênio total); Relação Nitrogênio/Fósforo. PC (Componente principal).