



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CAMPUS CRATEÚS
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

FRANCISCO ALISSON DA SILVA TORQUATO

**INFLUÊNCIA DOS PARÂMETROS AMBIENTAIS NA COMPOSIÇÃO DO
FITOPLÂNCTON DO AÇUDE JABURU I, CEARÁ, BRASIL**

CRATEÚS

2019

FRANCISCO ALISSON DA SILVA TORQUATO

INFLUÊNCIA DOS PARÂMETROS AMBIENTAIS NA COMPOSIÇÃO DO
FITOPLÂNCTON DO AÇUDE JABURU I, CEARÁ, BRASIL

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título do grau de bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof^a. Me. Raimunda Moreira da Franca.

Coorientadora: Prof^a. Me. Janine Brandão de Farias Mesquita.

CRATEÚS

2019

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)

- T64i Torquato, Francisco Alisson da Silva.
Influência dos gradientes ambientais na composição do fitoplâncton do Açude Jaburu I, Ceará, Brasil /
Francisco Alisson da Silva Torquato. – 2019.
69 f. : il.
- Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Campus de Crateús,
Curso de Engenharia Ambiental, Crateús, 2019.
Orientação: Profa. Ma. Raimunda Moreira da Franca.
Coorientação: Profa. Ma. Janine Brandão de Farias Mesquita.
1. Fitoplâncton. 2. Análise multivariada. 3. Gradientes ambientais. 4. Cianobactérias. 5. Cianotoxinas.
I. Título.

CDD 628

FRANCISCO ALISSON DA SILVA TORQUATO

INFLUÊNCIA DOS PARÂMETROS AMBIENTAIS NA COMPOSIÇÃO DO
FITOPLÂNCTON DO AÇUDE JABURU I, CEARÁ, BRASIL

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao
Curso de Graduação em Engenharia Ambiental
da Universidade Federal do Ceará, como
requisito parcial à obtenção do título do grau de
bacharel em Engenharia Ambiental.

Aprovada em: ___/___/_____.

BANCA EXAMINADORA

Prof^ª. Me. Raimunda Moreira da Franca (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof^ª. Me. Janine Brandão de Farias Mesquita (Coorientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

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

Prof. Dr. Alan Michell Barros Alexandre
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Dedico a todos que ainda tem sede de água e
sede de direitos no Ceará.

AGRADECIMENTOS

À minha família, em especial aos meus pais, Edivando Torquato e Aurélio Silva, e minhas mães, Aurilândia Rodrigues e Luzia Rodrigues, por terem me criado com toda doçura do mundo. Se um dia vocês não tiveram a chance de vestir uma beca, hoje eu a visto por vocês.

Às Prof. Me. Raimunda Franca e Janine Brandão, que me apresentaram a limnologia e me lançaram num mundo onde minha curiosidade não tem fim. São docentes como vocês que educam para transformar o mundo.

À Monalisa Elias, Marcela Verícimo, Heliana Rodrigues e Karina Albuquerque, por todo o respeito, amor e admiração envolvidos até aqui. Meninas, chegou o momento da despedida. Escrevo com olhos marejados. Gratidão por tudo que vivemos e ainda viveremos!

Ao Italo Oliveira, Yoh Krisnna, Pamela Marques, Pedro Cândido dentre tantos outros amigos que acompanharam o caminho até aqui, apesar das constantes ausências e dos sumiços durante o semestre. Gratidão por terem oferecido o colo de vocês para o meu aconchego!

Às servidoras Aline, Amanda e Célia, que torcem por mim e despertam o amor fraternal. Vocês conseguiram tornar a UFC um ambiente caloroso, apesar dos percalços.

Ao Prof. Dr. Alan Michael e Prof. Me. Cândido pela pedagogia adotada por todos esses anos, que o Campus aprenda com seus exemplos de didática. Num universo de egos aviltados, temos sempre a esperança de alguém pisar no chão e caminhar com os que ainda erram.

À Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Ceará pela concessão dos dados para a elaboração do presente estudo.

“Embora deva ser feito um esforço para evitar projetar visões românticas das lutas pela água na América Latina, estou convencido de que, e com relativa autonomia em relação ao nível de consciência dos atores e de seus objetivos declarados, essas lutas estão intimamente ligadas à luta pela democratização substantiva das sociedades da região. Nesse sentido, uma das dimensões cruciais da luta é a produção de conhecimento científico sobre o assunto. No caso da água, não há alternativa à visão radical do papel da ciência: não se trata apenas de estudar a realidade, mas de transformá-la.”

José Esteban Castro

RESUMO

No trópico semiárido brasileiro, o estudo do fitoplâncton em reservatórios permite avaliar a participação de espécies tóxicas produtoras de cianotoxinas, fato que caracteriza riscos à saúde pública, principalmente devido as dificuldades de remoção desses compostos em processos convencionais de tratamento. O Açude Jaburu I é o principal reservatório para o abastecimento de água na Serra da Ibiapaba, Ceará. Dessa forma, essa pesquisa tem como objetivo principal avaliar a influência dos gradientes ambientais na composição do fitoplâncton. As amostragens foram realizadas em fevereiro, maio, agosto e novembro, entre os períodos de 2014 a 2017, pela COGERH. Aplicou-se análises multivariadas, assim como as análises estatísticas, incluindo variáveis químicas, físicas e biológicas. As cianobactérias dominaram as amostragens, predominando gêneros produtores de microcistina. A baixa turbidez e o estado de mesotrofia do reservatório favoreceu a dominância frequente do gênero S-estrategista *Microcystis*. Quanto mais representativas as demais classes são em detrimento das cianobactérias, menores as densidades populacionais totais. Através do escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS), baseado no índice de Bray-Curtis, identificou-se dois grupos distintos, diferenciados pela ausência do gênero *Microcystis*, confirmando-se, posteriormente, a heterogeneidade pela análise de similaridade (ANOSIM). Os gradientes de turbidez, pH, clorofila-a e fósforo diferenciaram os dois grupos. O aumento do pH favoreceu a *Cylindropermopsis* sp., também influenciou de forma positiva na riqueza específica das amostragens e na redução da dominância. O aumento da turbidez foi decisivo para o aumento da riqueza específica, indicando que esse parâmetro reduz os efeitos de um possível estresse oxidativo, que podem ser intensificados pela liberação da microcistina. Tanto o aumento de assimilação de fósforo total, como de nitrogênio total, na biomassa algal aumentou a participação das demais classes em detrimento das cianobactérias. O aumento de clorofila-a esteve diretamente relacionado ao aumento do sódio no reservatório. Conclui-se que a riqueza de espécies e classes regulam o crescimento do fitoplâncton pelo aumento na competição interespecífica, sendo influenciada pelo pH, turbidez e pela assimilação dos macronutrientes. Ressaltam-se tanto a necessidade de controle do aporte de compostos nitrogenados no período seco, visto que a demanda de nitrogênio nesse período é crucial para o desenvolvimento algal, como a dificuldade de índices e parâmetros baseados na clorofila-a em monitorar o crescimento algal no Açude Jaburu I.

Palavras-chave: Fitoplâncton. Análise multivariada. Gradientes ambientais. Cianobactérias. Cianotoxinas.

ABSTRACT

In the Brazilian semi-arid tropic, the study of the phytoplankton of the reservoirs allows to evaluate the participation of toxic species that produce cyanotoxins, your occurrence characterizes public health risks, mainly due to the difficulties of removing these compounds in conventional drinking-water treatment. Jaburu I Reservoir is the main reservoir of water supply in the Ibiapaba region, in Ceará. This research has as main aim to correlate the phytoplankton composition with the environmental factors. The sampling performed in february, may, august and november, between the periods of 2014 to 2017, by COGERH. Multivariate analyzes were performed, as well as statistical analyzes, including chemical, physical and biological variables. The cyanobacteria dominated the samplings, predominating microcystin producing genera. The low turbidity and the state of mesotrophy of the reservoir favored the frequent dominance of the genus S-strategist *Microcystis*. The more representative the other classes are to the detriment of cyanobacteria, the lower the total population densities. Using non-metric multidimensional scaling (NMDS), based on the Bray-Curtis index, we identified two distinct groups, differentiated by the absence of the genus *Microcystis*, and subsequently confirmed by Analysis of similarities (ANOSIM). The turbidity, pH, chlorophyll-a, phosphorus gradients differentiated the two groups. The pH increase favored *Cylindropermopsis* sp., also influenced positively the specific richness of the samplings and the reduction of the dominance. Increased turbidity was decisive for increasing specific richness, indicating that this parameter reduces the effects of possible oxidative stress, which may be intensified by the release of microcystin. The increase of assimilation of total phosphorus, as much as of total nitrogen, in algal biomass meant increased the participation of the other classes in detriment of the cyanobacteria. The increase in chlorophyll-a was directly related to the increase of sodium in the reservoir. Thus, the richness of species and classes regulate the growth of phytoplankton by the increase in interspecific competition, being influenced by pH, turbidity and macronutrient assimilation. It should be noted that control of the nitrogen compounds in the dry period are important, since the nitrogen demand in this period is crucial for the algal development, even as the difficulty of indexes and parameters based on chlorophyll-a to monitor the algal growth in Jaburu I Reservoir.

Keywords: Phytoplankton. Multivariate analysis. Environmental gradients. Cyanobacter Cyanotoxins.

LISTA DE GRÁFICOS

Figura 1	– Mapa da localização do Açude Jaburu I no município de Ubajara, Ceará	33
Figura 2	– Volume armazenado no Açude Jaburu I entre janeiro de 2014 e dezembro de 2017	34
Figura 3	– Valores das densidades populacionais do Açude Jaburu I no período 2014-2017	40
Figura 4	– Relação entre o índice de Margalef e a turbidez durante os meses do período seco	40
Figura 5	– Relação entre o índice de Margalef e o pH durante os meses do período seco	41
Figura 6	– Relação entre a razão do grupo D e grupo M (Razão D:M) e as densidades populacionais total	42
Figura 7	– Relação entre a densidade total e a turbidez entre novembro de 2016 a novembro de 2017	44
Figura 8	– Relação entre a clorofila-a e o sódio durante os meses do período chuvoso	45
Figura 9	– Relação entre o nitrogênio total e fósforo total durante os meses do período seco	46
Figura 10	– Relação entre o IET e a densidade populacional total para o Açude Jaburu I	47
Figura 11	– Ordenação pela análise de componentes principais das variáveis ambientais no período 2014-2017	49
Figura 12	– Ordenação pelo NMDS com base na matriz de similaridade de Bray-Curtis.....	50
Figura 13	– Ordenação pelo NMDS com a sobreposição das variáveis ambientais	51
Figura 14	– Relação entre a razão Chl:F e a razão D:M	52
Figura 15	– Relação entre a razão Chl:N e a razão D:M	53
Figura 16	– Razão N:P das amostragens do Açude Jaburu I	58

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	–	Classificação taxonômica por classe das espécies registradas no Açude Jaburu I	38
Tabela 2	–	Índice de riqueza e espécies dominantes das amostras, baseado no índice de Berger-Parker, no período 2014-2017 ..	39
Tabela 3	–	Frequência das espécies nas amostras coletadas no Açude Jaburu I no período 2014-2017	43
Tabela 4	–	Estatística descritiva dos parâmetros ambientais analisados divididos em período seco e período chuvoso	45
Tabela 5	–	Índice de estado trófico no Açude Jaburu I no período de 2014 a 2017	46
Tabela 6	–	Relação N:P no Açude Jaburu I no período de 2014 a 2017...	47
Tabela 7	–	Valores das correlações obtidas entre as variáveis ambientais e os eixos 1 e 2 da análise de componentes principais	48
Tabela 8	–	Espécies responsáveis pela dissimilaridade das amostras do grupo A e do grupo B	50

LISTA DE SIGLAS

ACP	Análise de Componentes Principais
ANOSIM	Análise de similaridade
COGERH	Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
NMDS	Escalonamento multidimensional não-métrico
SIMPER	Análise de similaridade percentual
SRH-CE	Secretaria de Recursos Hídricos do Estado do Ceará

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
1.1	Objetivos	16
1.1.1	Objetivo geral	16
1.1.2	Objetivos específicos	16
1.2	Justificativa	17
1.3	Estrutura do trabalho	17
2	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	18
2.1	Comunidade, nicho ecológico e fitoplâncton	19
2.1.1	<i>As estratégias adaptativas da comunidade fitoplanctônica</i>	20
2.2	Fatores intervenientes na dinâmica populacional	21
2.2.1	<i>Fatores de seleção natural na comunidade fitoplanctônica</i>	21
2.3	O assoreamento e o fitoplâncton	23
2.3.1	<i>O feixe luminoso e o assoreamento</i>	23
2.4	O enriquecimento do reservatório Jaburu I	25
2.5	Os nutrientes limitantes nos ambientes lênticos	26
2.6	Dinâmica do fósforo	28
2.7	A influência do nitrogênio na ecologia das espécies do fitoplâncton	29
2.7.1	<i>Formas oxidadas e formas orgânicas do nitrogênio</i>	30
2.8	Estratificação térmica, oferta de nutrientes e ocorrência de espécies	30
2.9	Salinidade	31
3	MATERIAL E MÉTODOS	33
3.1	O reservatório do estudo	33
3.2	Parâmetros da qualidade da água	33
3.3	Análise estatística das variáveis ambientais	34
3.4	Análise multivariada dos dados	35
3.4.1	<i>Análise de componentes principais</i>	36
3.4.2	<i>Escalonamento multidimensional não-métrico, ANOSIM e SIMPER</i>	36
4	RESULTADOS	38
4.1	Classificação das espécies do Açude Jaburu I no período de 2014-2017	38
4.2	Correlação entre as variáveis bióticas e abióticas durante o declínio populacional	43
4.3	Análise estatística das variáveis ambientais no período de 2014-2017	44
4.4	Cálculo do índice de estado trófico (IET) e das razões N:P	46
4.5	Análise multivariada das variáveis ambientais no período de 2014-2017	48
4.6	Escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) e SIMPER para as abundâncias do Açude Jaburu I no período de 2014 a 2017	49
4.7	Os gradientes ambientais aplicados a divisão do grupo A e B	51
4.8	Assimilação dos macronutrientes na biomassa algal	52
5	DISCUSSÃO	54

5.1	O significado ecológico da clorofila-a para a comunidade fitoplanctônica	54
5.2	Cyanophyceae, cianotoxinas e a turbidez	56
5.2.1	<i>A influência da turbidez e nitrogênio na comunidade fitoplanctônica do Açude Jaburu I</i>	57
5.3	A nutrição da comunidade fitoplantônica	58
5.4	O papel do pH na sucessão de florações de cianobactérias e na riqueza específica	59
5.5	Padrões hidrodinâmicos e riqueza específica	59
6	CONCLUSÕES	61
	REFERÊNCIAS	62

1 INTRODUÇÃO

A construção de reservatórios no semiárido brasileiro faz parte de um conjunto de políticas públicas adotados no Brasil no combate à seca. No Ceará, a açudagem realizada nas últimas décadas tem se relacionado a democratização do acesso à água, embora na fase inicial tenha tido um viés político no fortalecimento das oligarquias que se utilizavam das obras públicas para a formação de currais eleitorais (BURSZTYN, 2008).

No presente, o paradigma da quantidade, após grandes obras como o Castanhão, Orós e Banabuiú, dá lugar a outra discussão: a qualidade da água. A abordagem para o acompanhamento da qualidade da água no Brasil se respalda, prioritariamente, em padrões físicos, químicos, radioativos e microbiológicos pelas resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) e das portarias do Ministério da Saúde.

O Nordeste brasileiro apresenta fatos históricos que exigem uma ressignificação dos padrões microbiológicos da qualidade da água, que durante anos se concentraram na contaminação fecal (FRANCINI *et al.*, 2012). Em 1988, florações de grupos fitoplanctônicos foram relacionados com a morte de 88 pessoas após consumo de água do reservatório de Itaparica-BA (AZEVEDO; BRANDÃO, 2003).

O primeiro caso confirmado de relação direta foi a morte de 60 pacientes de uma clínica de hemodiálise em Caruaru, Pernambuco. Azevedo e Brandão (2003) relatam que houve a presença de microcistina tanto no carvão ativado do sistema de abastecimento de Caruaru, como no sangue e no fígado dos pacientes.

As cianobactérias são critérios de monitoramento da qualidade da água pela Portaria Nº 2.914/2011 do Ministério da Saúde. O fato de possuírem gêneros produtores de cianotoxinas, e afetar diretamente a saúde pública, pauta a necessidade desse monitoramento, que tem como um dos parâmetros o pigmento fotossintetizante associado a esse grupo, a clorofila-a.

Os reservatórios do semiárido são o ponto de encontro entre a abordagem físico-química da qualidade da água e uma abordagem microbiológica tradicional. Afinal, as condições atípicas do semiárido, alta insolação, episódios de estiagem, dentre outros fatores, podem interferir na dinâmica do fitoplâncton, referente ao seu crescimento, nutrição, e produção de toxinas (DATSENKO *et al.*, 1999).

Mesmo que os parâmetros físicos e químicos estejam de acordo com as legislações, suas variações, sob as condições semiáridas, podem gerar modificações na composição taxonômica do fitoplâncton, isto pode favorecer, ou não, as cianobactérias (PAERL, 2011).

Além do mais, existe a possibilidade da clorofila-a não está diretamente correlacionada ao desenvolvimento de cianobactérias (MARINO, 2016).

Não se trata apenas de quantificar o crescimento do fitoplâncton, mas entender que a sua composição taxonômica e a dominância ecológica de determinadas espécies podem expor seres humanos e animais à valores pequenos de toxinas por um período consideravelmente extenso (LAMBERT *et al.*, 1994 *apud* AZEVEDO; BRANDÃO, 2003).

Entende-se que elucidar a dinâmica do fitoplâncton possibilita uma compreensão sobre como essa comunidade ecológica pode estar afetando a qualidade da água do reservatório. O atual estudo se propõe a avaliar as mudanças na composição da comunidade fitoplanctônica do Açude Jaburu I, através de uma pesquisa quantitativa e observacional.

1.1 Objetivos

1.1.1 Objetivo geral

Identificar padrões na composição taxonômica do fitoplâncton do Açude Jaburu I, correlacionando-os com parâmetros ambientais.

1.1.2 Objetivos específicos

- Realizar a classificação taxonômica das espécies identificadas no fitoplâncton do Açude Jaburu I;
- Analisar estatisticamente, e através de análise multivariada, os parâmetros de qualidade da água selecionados no Açude Jaburu I;
- Avaliar o estado trófico do reservatório e sua correlação com as densidades populacionais;
- Avaliar, através de análise multivariada, o grau de similaridade entre a composição de espécies das amostragens, ordenando-as em grupos a partir do grau de similaridade;
- Identificar as espécies responsáveis pelas dissimilaridades encontradas na composição taxonômica dos diferentes grupos formados e suas associações com gradientes ambientais.

1.2 Justificativa

O aumento da população de cianobactérias no fitoplâncton num reservatório se torna crítico pela possibilidade de uma maior taxa de produção de compostos tóxicos. Avaliar o relacionamento entre os parâmetros ambientais e a composição do fitoplâncton possibilitará aos gestores um horizonte sobre como a gestão da bacia hidrográfica e a infraestrutura do saneamento básico pode estar contribuindo para a frequência das florações de algas no Açude Jaburu I.

1.3 Estrutura do Trabalho

O presente trabalho se divide em 6 seções, já incluso a presente introdução. Na seção 2, serão abordados conceitos de ecologia das comunidades, ecologia das populações e limnologia, com enfoque no estudo do fitoplâncton. Os estudos abordados na seção 2 se concentraram em pesquisas já realizadas com gêneros que ocorreram no fitoplâncton do Açude Jaburu I.

Na seção 3, os métodos da pesquisa serão apresentados com uma breve descrição de seu funcionamento e quais os seus produtos finais, assim como as razões e os índices utilizados. A seção 4 irá expor os resultados encontrados, focando apenas aqueles que tiveram significância estatística.

Na seção 5, a discussão será baseada nos padrões encontrados, incluindo uma avaliação de como as normativas legais se relacionam com a dinâmica do fitoplâncton. As conclusões se encontram na seção 6.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

A discussão sobre o papel ecológico do fitoplâncton se inicia pelo fluxo de energia que ocorre nos ecossistemas aquáticos. Afinal, o *input* inicial na cadeia alimentar é a produção de compostos orgânicos quer por meio da fotossíntese, quer por meio do uso da energia das reações químicas, processo dito produção primária (ODUM, 1971). Logo, a produção primária se baseia em dois grupos: autótrofos fotossintetizantes e autótrofos quimiossintetizantes. Os produtores primários fazem da base da cadeia alimentar, tornando-se muito importantes no sistema aquático (ODUM, 1971).

A despeito do agrupamento dos produtores primários fotossintetizantes, destacam-se as macrófitas aquáticas, os microfitobentos, bactérias fotossintetizantes e o foco do atual trabalho: o fitoplâncton. Ele é composto por um conjunto de algas microscópicas, agrupadas em colônias ou isoladas, filamentosas ou não, localizadas na superfície do reservatório (ESKINAZI-LEÇA *et al.*, 2004).

Os estudos dos produtores primários advêm da necessidade de quantificar a disponibilidade de compostos orgânicos produzidos no ecossistema para a cadeia alimentar (ESTEVES, 1998; BEGON *et al.*, 2007). Outrora, adiciona-se o fato de que o fitoplâncton com taxas significantes de produção primária leva a florações, que causam transtornos, como problemas em relação as propriedades organolépticas da água (PAERL, 2011). A presença delas em reservatórios voltados ao abastecimento tem levantado o interesse de estudiosos devido aos efeitos nefastos na saúde pública, dentre os quais se destacam lesões no fígado ou danos ao sistema nervoso causados pela presença de cianotoxinas (CARMICHAEL, 1997).

Atualmente, a discussão sobre as cianotoxinas produzidas por populações de espécies do fitoplâncton permanecem no centro do debate sobre a saúde pública em regiões sujeitas as florações de cianobactérias. É um tópico sensível já que as cianotoxinas não se adsorvem nos hidróxidos de metais após a coagulação (CHOW *et al.*, 1999). Portanto, é de extrema importância estudar a dinâmica populacional da comunidade fitoplanctônica baseado nas espécies que mais dominam esse estrato, considerando a sua interação com os fatores abióticos.

2.1 Comunidade, nicho ecológico e fitoplâncton

Uma comunidade ecológica pode ser definida a partir de um conjunto de populações de espécies coexistentes em dado recorte de tempo e espaço (BEGON et al., 2007). Os processos físicos e químicos existentes na natureza interagem diretamente com a estrutura dos padrões que a comunidade apresenta. Ao mesmo tempo, a estrutura da comunidade varia de acordo com as condições ambientais, entendidas como as características físicas, químicas e bióticas do meio (TOWNSEND *et al.*, 2009).

Os recursos também são determinantes na formação da comunidade, definidos como substâncias essenciais para o crescimento e reprodução dos organismos (TOWNSEND *et al.*, 2009). Historicamente, destaca-se os trabalhos de Liebig em 1840 sobre a relação entre os recursos e a comunidade ecológica, postulando a Lei do Mínimo. Segundo essa lei, a demanda por determinado recurso limita o crescimento populacional. Logo, o recurso mais escasso irá delimitar o crescimento da população (BERRYMAN, 2004). Esse recurso veio a ser intitulado fator limitante, sendo que, quando o excesso de determinado recurso é prejudicial, este também é entendido como fator limitante.

Já a lei da tolerância, proposta por Shelford em 1913, demonstra que o ótimo de uma espécie ocorrerá numa faixa de valores das variáveis ambientais ao qual ela estará adaptada (ODUM, 2004). Assim, ao longo de um gradiente ambiental, uma espécie pode entrar em estresse fisiológico, e até mesmo ficar ausente, à medida que os valores sejam muitos elevados ou muito baixos. O ótimo de uma espécie pode variar de acordo com sua história evolutiva, desenvolvendo enzimas que atue em condições particulares que o ambiente periodicamente apresenta (TONWSEND *et al.*, 2009).

O que condiciona o crescimento e a existência de uma espécie é o conjunto de fatores limitantes que lhe são inerentes. Hutchinson (1957), define nicho ecológico como o hiper-volume no espaço n-dimensional formado pelos fatores limitantes. Sem considerar a competição interespecífica e a predação, tem-se a gama de variações totais possíveis para determinada espécie. Este hiper-volume se intitula nicho fundamental. Quando esses fatores são levados em conta, tem-se o nicho realizado.

Nos estudos sobre os traços funcionais do fitoplâncton, Reynolds (2006), destaca que a absorção de nutrientes em meio hipotônico, resistência a predação e herbivoria, a interceptação da luz e a capacidade de migração na coluna d'água são os principais fatores limitantes para a comunidade fitoplantônica.

2.1.1 As estratégias adaptativas da comunidade fitoplanctônica

O elevado tempo de detenção hidráulica, a alta temperatura e taxas elevadas de insolação contribuem de forma significativa para o aumento na fotossíntese, portanto, propiciam o aumento da própria comunidade planctônica (DATSENKO *et al.*, 1999). Assim, os padrões dos fatores abióticos característicos da região nordeste já estimulam as florações, porém, há limitações que o próprio ecossistema impõe ao crescimento da comunidade fitoplanctônica.

O crescimento de uma população, na ecologia, é definido por um modelo exponencial para determinadas espécies, ora como um modelo logístico para outras espécies (BEGON *et al.*, 2007). No modelo logístico, há uma saturação do nível populacional definindo a capacidade suporte do meio (K), onde a taxa de natalidade e mortalidade são equivalentes, teoricamente (TONWSEND *et al.*, 2009). A taxa de crescimento da população nesse modelo é definida como r .

Margalef (1978), abstrai, dos conceitos do crescimento logístico, comportamentos das estratégias adaptativas da comunidade fitoplanctônica. Determinadas espécies do fitoplâncton gastariam mais energia crescendo suas populações, sendo elas espécies r -estrategistas. Outras espécies focam sua energia na obtenção de recursos, portanto, investem no tamanho e na forma, porém, com taxa de crescimento populacional baixas, sendo k -estrategistas. Enquanto as espécies r -estrategistas seriam beneficiadas pela instabilidade hidrodinâmica e ambientes enriquecidos, as espécies k -estrategistas se beneficiaram da estabilidade hidrodinâmica e ambientes com estresse de recursos (DIAS; HUSZAR, 2011).

Reynolds (2006) assume outra classificação, baseada em Margalef (1978), considerando que a disponibilidade de nutriente e o regime de mistura são independentes. Por Reynolds (2006), há uma divisão em três grupos: espécies C -estrategistas, S -estrategistas e R -estrategistas.

As espécies C -estrategistas possuem alta relação superfície/volume, tamanho menor, se reproduzem rápido e estão adaptadas a ambientes com muita luz e nutrientes. São de fácil dispersão e assimilam com rapidez os nutrientes (REYNOLDS, 2006). Apesar do elevado valor da razão superfície/volume, por serem menores, necessitam de uma maior radiação para a captação da energia solar de forma satisfatória (DIAS; HUSZAR, 2011).

As espécies S -estrategistas são típicas de ambientes com deficiência de nutrientes, crescem lentamente, possuem baixa relação superfície/volume, tem indivíduos maiores e requerem muita luz, nesse caso esse requerimento é devido à baixa relação entre área projetada

e unidade de massa (REYNOLDS, 2006). Segundo Dias e Huszar (2011), por indivíduos maiores, entende-se como unicelulares ou colônias formadas por pequenas células. São espécies difíceis de serem dispersas, por isso são persistentes nos ambientes que colonizam.

As espécies R-estrategistas são tolerantes a mistura da coluna d'água. Apesar de serem grandes, possuem alta relação superfície / volume, permitindo boa captação de luz e uma taxa elevada de reprodução, sendo típicas de ambientes com alta disponibilidade de nutrientes e túrbidos (REYNOLDS, 2006).

2.2 Fatores intervenientes na dinâmica populacional

No atual trabalho, optou-se pela abordagem de Krebs (2009), sobre o porquê de espécies estarem ausentes em dado local de estudo. Segundo este autor, a ausência de uma espécie pode se dar inicialmente pela dispersão no meio ser preponderante ao comportamento da espécie. Nesse caso, ela não ocupa esse ambiente por questões referentes a acessibilidade do local, por exemplo.

Peroni e Hernandez (2011) destacaram que caso o comportamento da espécie seja preponderante ao efeito da dispersão dela no ambiente, as seguintes explicações podem ser plausíveis. No primeiro caso, é a própria seleção do habitat feita pela espécie. Porém, caso a sua ausência no local de estudo não se dê pela escolha de habitat, então são possíveis duas situações: as condições físico-químicas do meio não são favoráveis, ou os efeitos da predação, parasitismo e competição explicariam sua ausência (PERONI; HERNANDEZ, 2011).

2.2.1 Fatores de seleção natural predominante na comunidade fitoplanctônica

Margalef (1978) define como fator de seleção, para o crescimento do fitoplâncton, a pastagem e o afundamento passivo. Sobre a pastagem, estudos observaram a dominância do gênero *Cylindrospermopsis* onde os picos populacionais ocorriam pela baixa demanda do zooplâncton por esse gênero, onde as cianotoxinas funcionariam como um inibidor da predação e diferencial competitivo com demais cianobactérias (LIBÂNIO, 2008). Então, as cianobactérias podem vir a competir tanto a nível de exploração de recursos, como por interferência.

Outro fator importante é a morfologia e a fisiologia das espécies para o crescimento dessas florações. As espécies com diâmetros maiores não são preferencialmente foco da

predação por parte de protozoários e rotíferos, fazendo com que predomine espécies mucilaginosas e filamentosas (PERONI; HERNANDEZ, 2011).

O tamanho está intrinsicamente relacionado ao segundo fator citado por Margalef (1978): o afundamento passivo. A sua teoria da viscosidade estrutural remonta a criação de um potencial de carga superficial em algumas espécies que viria a reduzir a taxa de afundamento passivo.

Em outra perspectiva, as formas de esferas, elipsoides e cilíndricas predominam na formação do fitoplâncton. Nesse caso, essa morfologia está sujeita a uma maior resistência a sedimentação quando alongadas, formando elipsoides (TUNDISI; TUNDISI, 2008). Assim, as formas mucilaginosas e filamentosas teriam uma maior resistência ao afundamento, apesar de possuírem uma maior densidade. Por exemplo, o agrupamento em colônias funcionais é uma das formas que o gênero *Scenedesmus* se apresenta tanto no período de reprodução, tanto quanto na ocorrência de toxinas produzidas por outras algas (OLIVEIRA, 2015).

Algumas cianobactérias desenvolvem aerótopos, vesículas de gases na sua estrutura, visando sua permanência na zona fótica, além de evitar o afundamento passivo. O gênero *Microcystis* tem como grande diferencial a migração na coluna d'água, maximizando seu aproveitamento energético. É uma das principais espécies responsáveis pelas florações tóxicas ocorridas no Brasil, sendo os ambientes lânticos do semiárido propícios para o seu desenvolvimento, visto que costumam se desenvolver bem em ambientes com pouca turbulência, reduzindo os colapsos dos aerótopos (REYNOLDS *et al.*, 2002).

O gênero *Cylindrospermopsis*, assim como a *Microcystis*, também possui, em sua morfologia, estruturas com vesículas de gás, possibilitando a fotossíntese em condições ambientais adversas (CODD *et al.*, 1999). Ressaltam-se que as mucilagens de gêneros flutuantes causam sombreamento, dificultando o desenvolvimento das demais espécies que estejam abaixo.

Assim, os fatores de seleção descritos por Margalef (1978), explicam de forma satisfatória dois eixos ecológicos ressaltados por (REYNOLDS, 2006): a migração na coluna d'água e a resistência à predação. O eixo ecológico da interceptação da incidência luminosa está diretamente relacionado ao assoreamento dos reservatórios, que pode ter efeitos sobre a dinâmica espacial do próprio fitoplâncton e a mudança na profundidade da zona fótica.

2.3 O assoreamento e o fitoplâncton

A construção do barramento altera o fluxo hidrodinâmico e, portanto, também influencia na velocidade do assoreamento. Materiais com diâmetros elevados se depositam na zona de remanso do reservatório formando o leito, enquanto materiais mais finos podem ficar em suspensão até as estruturas de saída, segundo Ramos (1999 *apud* CABRAL, 2005). São esses materiais em suspensão que diminuem o feixe luminoso e ocasionam uma redução na fotossíntese.

A medida que o assoreamento se intensifica, o fundo do reservatório reduz sua profundidade, fazendo com que cada vez mais a velocidade superficial no reservatório aumente e se reduza a capacidade de sedimentação das partículas. Os efeitos na biota aquática se referem a possibilidade de um arraste cada vez mais intenso da comunidade fitoplanctônica próximo as estruturas de saída do reservatório com a ocorrência das chuvas (JARDIM *et al.*, 2014).

Além disso, o assoreamento de determinado corpo hídrico diminui sua capacidade de suporte (RAMOS, 1999 *apud* CABRAL, 2005). Logo, a mudança na batimetria do reservatório afeta principalmente a dispersão dos organismos, assim como a estabilidade térmica da coluna d'água, os processos de circulação e, conseqüentemente, as taxas de produção primária no ecossistema.

Segundo Tundisi e Tundisi (2008), a turbulência causada pelo fluxo de material na época da quadra chuvosa, somado as próprias correntes advectivas do reservatório, podem submergir o fitoplâncton para camadas inferiores e aumentar o material em suspensão. Ou as linhas de fluxos podem agregar o fitoplâncton e contribuir na reposição de nutrientes dos sedimentos para a coluna d'água (TUNDISI; TUNDISI, 2008).

2.3.1 O feixe luminoso e o assoreamento

Steeman-Nielsen (1975 *apud* TUNDISI; TUNDISI, 2008) demonstra que há uma redução do feixe luminoso à medida que a profundidade aumenta, sendo que ocorre uma profundidade de compensação onde a intensidade luminosa equivale a 1% do incidente na superfície. Com o assoreamento, a zona fótica, definida pela profundidade de compensação, tende a diminuir e estimular a migração das espécies para profundidades menores.

A formação da comunidade fitoplanctônica é diretamente influenciada por essa energia radiante, logo o aumento de turbidez na coluna d'água modifica a forma como a

fotossíntese ocorre. No caso, a primeira análise perpassa a própria fotossíntese que é constituída por um processo fotoquímico e enzimático.

Segundo Steeman-Nilsen (1975 *apud* TUNDISI; TUNDISI, 2008), no caso de baixa irradiância, quem limita o processo de fotossíntese é a fração do componente fotoquímico. Este autor ainda ressalta que a energia radiante na porção subaquática tem proporção linear com a fotossíntese. Nesse cenário, adaptações ocorrem na estrutura dos organismos, que incluem o desenvolvimento de pigmentos acessórios e o aumento na quantidade de clorofila-a (ESTEVEES, 1998).

Uma característica sobressaliente do gênero *Cryptomonas* é o fato de ser encontrado tanto em ambientes temperados como em regiões tropicais, com 81 % das espécies em ambos os ambientes, inferindo-se um comportamento cosmopolita (MENEZES; NOVARINO, 2003). Esse fato se deve à presença de um grupo de pigmentos, ditos ficobiliproteínas, que permitem a realização da fotossíntese em condições de baixa insolação (GERVAIS, 1997).

Acinas et al. (2004), ressaltam a importância de pigmentos como ficoeritrina e ficocianina para captação de energia solar sob diferentes condições de turbidez no gênero *Pseudanabaena sp.*.

Estudos sobre a produção de clorofila-a pelo gênero *Golenkinia* observaram dois fatores intervenientes. No primeiro caso, a baixa intensidade de luz solar com a presença de acetato reduziu a taxa de produção de clorofila-a (ELLIS *et al.*, 1975). Assim como, a redução de clorofila-a ocorreu também em alta intensidade luminosa, alta concentração de acetato e baixo nível de nitrogênio (ELLIS *et al.*, 1975). Então, a clorofila-a tem se mostrado sensível a variação de determinados substratos, estando sob diferentes condições de intensidade luminosa.

Em condições de maiores taxas de irradiância, tem-se que os organismos fotossintéticos serão limitados pela fração enzimática do processo chegando a um nível de saturação da fotossíntese (TALLING, 1957 *apud* TUNDISI e TUNDISI, 2008). As enzimas são formadas por proteína, cofator e um íon metálico, sendo responsáveis por catalisar as reações metabólicas (METCALF; EDDY, 2015).

No caso, especificamente para a fotossíntese, alto valor de irradiação pode degradar as enzimas. Quando há a saturação do processo enzimático, a alta irradiação pode causar efeitos deletérios chegando a inibir a fotossíntese (ESTEVEES, 1998). Com essa restrição, algumas espécies podem se destacar, adiciona-se a esse panorama os estudos de Dorador *et. al* (2008) sobre o gênero *Geitlerinema*, que relatam a resistência a baixas temperaturas e altas taxas de insolação UV.

Os efeitos deletérios da alta irradiância se dividem em duas etapas: inicialmente, uma excitação excessiva leva a danos no centro de reação, processo dito fotoinibição (LEMOS-FILHO, 2000). Oliveira *et al.* (2002) destacam que a interação prolongada com altas taxas de insolação propicia a formação de espécies reativas de oxigênio, que ameaçam a integridade celular causando o processo de foto-oxidação.

2.4 O enriquecimento nos reservatórios

Em termos limnológicos, os ambientes lênticos estão passíveis de acumular nutrientes, de forma que as florações se intensificam ao passar do tempo, causando uma eutrofização natural dos reservatórios (WETZEL, 1993). Porém, a intervenção antrópica nos recursos hídricos continentais tem acentuado a dinâmica desse processo, causando o que Chapra (1997) chama de eutrofização cultural. Portanto, faz-se necessário entender até que ponto a inserção de nitrogênio e fósforo pelas atividades antrópicas alteram a dinâmica populacional do fitoplâncton.

O hortifrúti é uma das principais atividades da região da Serra da Ibiapaba, no Ceará. Logo, a preocupação com o uso de agrotóxicos na região vem se acentuando cada vez mais, principalmente pela possibilidade de contaminação do Aquífero Serra Grande. Estudos realizados na região de Tianguá, demonstraram que os herbicidas simazina e atrazina possuem um potencial médio de contaminação, considerando seu potencial de lixiviação para o tipo de solo da região (CANUTO, 2010).

Segundo Dellamatrice (2012), o baixo grau de toxicidade da água e dos sedimentos do Açude Jaburu I indica que ele ainda não foi severamente impactado, mas vem passando pela inserção de compostos químicos que em longo prazo trarão danos. Ressalta-se que o período seco é crítico, provavelmente ocorre um aumento da concentração desses compostos tóxicos chegando a apresentar toxicidade aguda.

A presença de agrotóxicos pode afetar diretamente a comunidade fitoplantônica e seus componentes refletem de forma significativa essa alteração ambiental. As algas cocoides verdes, como o gênero *Scenedesmus*, sob condições diferentes de nutrição apresenta mudanças na sua morfologia na presença de agrotóxicos (LÜRLING *et al.*, 2006).

Este é um dos exemplos de como as atividades antrópicas tem alterado os integrantes da comunidade fitoplanctônica, porém, nem sempre os macronutrientes estão em quantidade suficiente, surge então um estado de restrição nutricional, obedecendo a lei do mínimo da ecologia.

2.5 Os nutrientes limitantes nos ambientes lênticos

As ações antrópicas influem na dinâmica de nitrogênio e fósforo à medida que os despejo de efluentes domésticos e fontes de poluição difusas ao longo da bacia hidrográfica contribuem para a eutrofização (CARPENTER, 2005). O estímulo ao aumento da produção primária ocorre pela inserção de efluentes enriquecidos por nutrientes, sendo o fósforo e o nitrogênio seus principais componentes. Os nutrientes são definidos como substâncias essenciais para a realização dos metabolismos dos organismos (TONWSEND *et al.*, 2009). Logo, a taxa com que a fotossíntese ou quimiossíntese ocorre reflete o grau de aumento ou diminuição dos nutrientes necessários a esses processos.

Dentre os substratos existentes, o fósforo se destaca por ser um dos principais componentes da membrana celular e contribuir no fluxo de energia por compor a ATP. Já o nitrogênio se destaca pelo seu papel na composição das proteínas. Se seus níveis estiverem baixos, haverá uma limitação ao desenvolvimento das espécies que realizam a produção primária, por isso, são classificados como nutrientes limitantes para os ecossistemas lênticos continentais (TONWSEND *et al.*, 2009).

Green e Finlay (2010), situaram a demanda por nitrogênio e fósforo, proporção N:P, em torno de 10:1 para o fitoplâncton. Os efeitos da restrição desses nutrientes incluem, por exemplo, uma ineficiência na produção de clorofila-a.

O gênero *Oocystis sp.* sob condições de baixas razões de N:P mostrou uma variação na produção de clorofila, nesse cenário seu valor foi bastante reduzido (STRYER, 1995). Um argumento plausível seria uma relação direta entre o nitrogênio intra e extracelular com as concentrações de clorofila, visto que esse elemento se mostra essencial na sua composição, segundo Prezelin (1981).

A superioridade de espécies fixadoras de nitrogênio em ambientes com baixas razões N:P é outro fator interveniente na composição da comunidade fitoplantônica (ABELL *et al.*, 2010). Sob o ponto de vista das relações interespecíficas, o gênero *Cryptomonas*, espécie fixadora de nitrogênio, é competitivamente superior a *Oocystis* e a *Microcystis* em condições de baixa relação N:P (LOPES, 2003).

Cirés e Ballot (2016), produziram uma revisão sobre o gênero *Aphanizomenon*, ressaltando que mantém taxas de crescimento significativas quando o meio está enriquecido por nitrogênio, demonstrando que apesar de ser fixadora de N₂, esse processo lhe é custoso energeticamente, dando preferência pelas formas dissolvidas do nitrogênio.

O custo energético parece ser decisivo para que nem todas espécies heterocitadas de determinado gênero usem esse artifício. Dolman *et al.* (2012) constataram que nem todas as espécies do gênero *Aphanizomenon* são eficientes na fixação de nitrogênio, quando submetidas a níveis baixos dele. Elas foram encontradas tanto em altas como em baixas concentrações de nitrogênio (RAVEN, 2015).

A eficiência na assimilação do nutriente limitante também se mostra decisiva na competição interespecífica. Segundo Melgaço (2007), o estudo de cepas da *Microcystis aeruginosa*, em competição com *Cylindrospermopsis raciborskii*, demonstrou que essa espécie tem maior aproveitamento de P e N, utilizando menos desses nutrientes na composição da sua biomassa por volume. Observou-se também que a *Microcystis aeruginosa* é dominante em condições de elevada intensidade luminosa, sendo que ambos tiveram alta afinidade por fósforo (MELGAÇO, 2007). Assim, apresentando a mesma afinidade nutricional, aquele que possuir maior habilidade de incorporação se sobressai.

Porém, nem sempre o fósforo total ou o nitrogênio total será o nutriente limitante. Ressalta-se que ambientes ácidos indicam uma redução nos teores de CO₂, neste caso o dióxido de carbono para esses ambientes é considerado um nutriente limitante. Irfanullah e Moss (2006) inventariaram o comportamento de uma espécie do gênero *Dictyosphaerium* num lago raso, e ácido, da Inglaterra. Concluíram que a espécie estudada resistiu a alta turbidez, assim como a valores baixos de pH e baixos valores de CO₂, o que contribuiu para sua dominância sobre outras espécies no lago Delamere.

A correlação entre o enriquecimento dos reservatórios com esses nutrientes e o aumento da toxicidade é outro aspecto importante. O gênero *Lyngbya* mostrou maiores taxas de crescimento com aumento tanto de nitrogênio, quanto de fósforo, ao mesmo tempo que também aumentou a produção de cianotoxinas. A forma de nitrogênio amoniacal foi a mais requerida por ser energeticamente mais viável (ARTUR *et al.*, 2009).

Os micronutrientes também são importantes para o desenvolvimento das espécies. A *Lyngbya polychroa* teve sua população estimulada pela inserção de ferro dissolvido no meio, já que é um contribuinte da enzima hidrogenase (PEARL, 2008; ARTUR *et al.*, 2009).

Até então, os heterocistos foram destacados, porém, há também outras estruturas que possibilitam vantagem competitiva. O gênero *Raphidiopsis* não apresenta os heterocistos, mas tem na sua composição morfológica os acinetos, que são células especializadas no acúmulo de carboidratos e nutrientes como N e P em meios com carência deles, ou em situações adversas, como mudança do pH (FRITSCH ; RICH, 1929 *apud*. LI *et al.*, 2008).

2.6 Dinâmica do fósforo

O fósforo pode ser encontrado em duas condições: sedimentado e presente na coluna d'água. A condição de sedimentado se dá pela sua associação na forma de ânion com cátions suspensos na coluna d'água, precipitando posteriormente. Os principais cátions que contribuem no processo de sedimentação é o ferro, manganês e alumínio (WETZEL, 2001).

Esse fato pode ser explicado pela associação do fósforo com os hidróxidos desses metais sob dadas condições ambientais, reduzindo a sua disponibilidade para as algas (WETZEL, 2001). Segundo Esteves (1998), após precipitado, ambientes menos ácidos impediriam a recirculação do fósforo mobilizado nos sedimentos.

Nos sedimentos, a anoxia favorece a liberação do fósforo (MORTIMER, 1971 *apud* VEIGA, 2010). O aumento do oxigênio dissolvido está associado a redução do potencial de quebra da ligação ferro-fósforo (VEIGA, 2010). Portanto, a recirculação do fósforo contido nos sedimentos depende de forma direta do pH e do oxigênio dissolvido, que sofrem forte influência das macrófitas aquáticas e subaquáticas, devido a fotossíntese propiciar ambientes redutores.

O fornecimento na porção superior do reservatório é fruto da disposição de fósforo orgânico dissolvido oriundo da morte de organismos na camada, já que a sua sedimentação não ocorre imediatamente. Dessa forma, nessa modalidade não ocorre a participação da ressuspensão do fósforo para seu aumento na coluna, Esteves (1998) chama de circulação em “curto-circuito”.

Nesse panorama, a presença de fosfatase alcalina possibilita que, na escassez de fósforo inorgânico, gêneros como a *Cylindrospermopsis* sejam capazes de absorver grupos fosfato de fontes orgânicas de fósforo (CIRÉS; BALLOT, 2016). Apesar do afluxo de fósforo de origem alóctone ser determinado pelos períodos chuvosos, algumas espécies já desenvolveram mecanismo para superar sua carência quando em baixa concentração (ESTEVES, 1988). Por isso, percebe-se que os esforços em relacionar o fósforo total a clorofila-a tem encontrado diferentes relações, já que a presença de determinadas enzimas pode estimular o crescimento de algumas espécies, mesmo sob restrições.

2.7 A influência do nitrogênio na ecologia das espécies do fitoplâncton

A primeira etapa do ciclo biogeoquímico do nitrogênio ocorre com o uso do nitrogênio gasoso como aceptor de elétrons no metabolismo de algumas bactérias, tendo como subproduto um componente reduzido, que pode ser tanto o íon amônio (NH_4^+), como a amônia gasosa (NH_3) (MANAHAN, 2016).

A amônia vem sendo associada com o crescimento fitoplantônico. Machado *et al.* (2016), destacaram que o gênero *Planktolyngbya* apresentou tolerância a uma zona eufótica baixa, assim como condições básicas do meio e cresceu em teor de amônio significativo, durante o verão na Região de Palheiros, São Paulo. É válido ressaltar que na floração em que esse gênero dominou, também contribuíram os gêneros *Dolichospermum* e *Planktothrix*. O autor concluiu que a presença da amônia em níveis elevados tem demonstrado um forte indício de eutrofização do meio (MACHADO *et al.*, 2016).

Esse fato decorre do significado energético da amônia para a comunidade fitoplanctônica. O nitrogênio amoniacal contextualiza duas situações: ora como a via metabólica com maior eficiência na assimilação, ora como a forma mais disponível em ambientes alcalinos (MANAHAN, 2016).

O comportamento do gênero *Cylindrospermopsis* demonstra outra característica importante da amônia. Esse gênero possui duas vias metabólicas importantes: quer fixando nitrogênio atmosférico, quer tendo uma boa assimilação da amônia (PADISÀK, 1997; BOUVY *et al.*, 2000).

A fixação de nitrogênio ocorre pela existência de heterocistos, variando de acordo com cada espécie. Por exemplo, o gênero *Dolichospermum* possui heterocistos apenas em situação quando o nitrogênio inorgânico está escasso, enquanto no grupo da *Cylindrospermopsis* esteve presente independente da concentração desse nutriente e do fósforo disponível na cultura (YEMA, 2016). Outrora, relacionado ao aumento da biomassa algal, o gênero *Dolichospermum* se mostrou independente da variação de nutrientes, enquanto só se detectou aumento da biomassa algal na *Cylindrospermopsis* com valores elevados de nitrogênio (YEMA, 2016). Portanto, mesmo que a *Cylindrospermopsis* possa fixar o nitrogênio atmosférico, a assimilação da amônia se mostra mais viável energeticamente.

2.7.1 Formas oxidadas e orgânicas do nitrogênio

Os componentes reduzidos de nitrogênio são oxidados pela ação de bactérias nitrificadoras do grupo nitrossomonas formando nitrito (NO_2^-). Com o nitrito formado, o grupo das bactérias nitrobacter o oxida para a formação do nitrato (NO_3^-). O processo descrito acima é dito nitrificação, como visto, ocorre pela ação de bactérias aeróbias nitrificadoras e é um indicativo dos processos de decomposição da matéria orgânica (MANAHAN, 2016).

Algumas espécies se relacionam de forma satisfatória com as formas oxidadas. O gênero *Aphanothece* teve espécies associadas ao elevado grau de carga orgânica, sendo que se observou sua afinidade com variáveis como nitrogênio total, nitrogênio amoniacal e fosfato (ARAÚJO; GARCIA, 2005). Não obstante, são utilizadas para o tratamento de efluentes ricos em nutrientes. SEVERO *et al.* (2002) utilizaram a espécie *Aphanothece microscópica* no tratamento de efluentes e chegou a remoção de 82,7% de nitrogênio. Nassar e Gharib (2014), pautaram que espécies do gênero *Chroococcus* e *Geitlerinema* dominam quando há maior presença de nitrogênio na forma dissolvida.

2.8 Estratificação térmica, oferta de nutrientes e ocorrência de espécies

Segundo Baird e Cann (2011), durante um aumento de temperatura no reservatório, ocorre uma divisão entre camadas. A camada mais superficial, menos densa e saturada de oxigênio é o epilímnio. Enquanto a camada mais densa, com menos oxigênio dissolvido é o hipolímnio. Cada camada possui sua própria circulação e seus constituintes só voltaram a interagir durante a desestratificação.

Em condições anóxicas, o nitrato é convertido a nitrogênio gasoso, no caso, há desnitrificação, ou seja, há a redução da sua forma oxidada pela ação de bactérias desnitrificantes (MANAHAN, 2016). Esse fato ocorre principalmente no hipolímnio, enriquecendo-o com nitrogênio molecular (ESTEVES, 1988).

Há também a possibilidade de amonificação do nitrato, sendo que a redução que gera a amonificação também é produzida pelas bactérias desnitrificantes. Logo, o nitrato pode ser tanto reduzido a nitrogênio gasoso, como amonificado. Portanto, nas regiões tropicais, a ocorrência de mais amônio no hipolímnio, do que no epilímnio, tem se relacionado de forma significativa com as estratificações térmicas do que a próprio grau de trofia (BARBOSA, 1981).

Assim, a heterogeneidade espacial dos recursos causada pela estratificação térmica afeta a formação da comunidade fitoplantônica. No primeiro caso, a dinâmica de estratificação/desestratificação pode ditar a presença/ausência das espécies. Como exemplo, cita-se o estudo de Camacho (2000), em um lago cárstico da Espanha. Ele constata a afinidade do gênero *Planktothrix sp.* no reservatório estratificado, com hipolímnio enriquecido com sulfato e em condições de anoxia. A população de *Chromatium weissei*, fotoautótrofa sulfurosa, estava associada a *Planktothrix*, ausentes quando havia a desestratificação do lago (CAMACHO, 2000).

No segundo caso, populações significativas podem ocorrer em profundidades maiores, já que, nos trópicos, o hipolímnio é enriquecido durante a estratificação. Por exemplo, o gênero *Cryptomonas* se localiza próximo da estratificação química, em lagos profundos, o que indica que coletas feitas no epilímnio podem subestimar suas populações no reservatório (GERVAIS, 1997). A espécie *Cryptomonas sp.* indica alta disponibilidade de nutrientes, se concentrando próximo a macrófitas aquáticas e ambientes eutróficos rasos, segundo TUCCI *et al.* (2011). Menezes e Novarino (2003), não excluíram a possibilidade da espécie produzir florações, mesmo que esteja sempre presente em baixas concentrações.

Há um terceiro caso identificado na ocorrência de estratificação: espécies de um mesmo gênero terem comportamentos distintos. Constatou-se que várias espécies do gênero *Oscillatoria* são encontradas em lagos estratificados com a presença tanto de gradiente químico, quanto térmico (KONOPKA, 1981). Porém, Mur (1983) indica que espécies como a *Oscillatoria agardhii* se encontram numa boa circulação de nutrientes.

Há espécies em que os efeitos da mistura no reservatório são mais significativos do que a própria formação dos gradientes ambientais. Bouvy *et al.* (2001), ressaltam a instabilidade hidrodinâmica como um fator inversamente proporcional a abundância relativa das cianobactérias em reservatórios do semiárido. Câmara (2011), ao estudar um reservatório no semiárido da Paraíba, constatou que há um aumento na diversidade específica em época de instabilidade hidrodinâmica, que é associada ao período chuvoso.

2.9 Salinidade

O estresse salino submete a comunidade fitoplantônica a mudanças com relação a composição taxonômica à medida que um aumento da salinidade causa estresse fisiológico para algumas espécies, para outras apresentam condições propícias para o desenvolvimento. Esse parâmetro tem destaque no semiárido por ser preponderante episódios de estiagem que tendem

a salinização das águas pela redução do volume dos reservatórios. FIORUCCI e BENEDITTI (2005), destacaram que o aumento da salinidade reduz a quantidade de oxigênio dissolvido no ambiente aquático.

O comportamento halofílico é registrado para algumas espécies encontradas no Açude Jaburu I. Estudos do gênero *Geitlerinema* em diferentes condições de salinidade, tem mostrado boas taxas de crescimento até 15% de NaCl, o que indica um comportamento halofílico, segundo Kirkwood et al. (2008). O gênero *Chroococcus*, em ambientes salinos, resistiu a limitação de oxigênio dissolvido e CO₂, longos períodos de dessecação e intensa luminosidade (BADGER et al., 2006). No Brasil, o gênero *Aphanocapsa* dominou a lagoa de Patos, no Rio Grande do Sul, tendo se mostrado eficiente em condições de mesotrofia a eutrofia, com taxas altas de salinidade em temperaturas subtropicais (TORGAN et al., 2006).

Porém, mesmo espécies que não são halofílicas são capazes de resistir as altas taxas de salinidade por meio de adaptações fisiológicas. As cianobactérias da família Nostocaceae foram estudadas sob diferentes condições de estresse salino por Alvarenga (2015). Este autor encontrou como resposta ao estresse salino o aumento na produção de clorofila-a em uma das cepas.

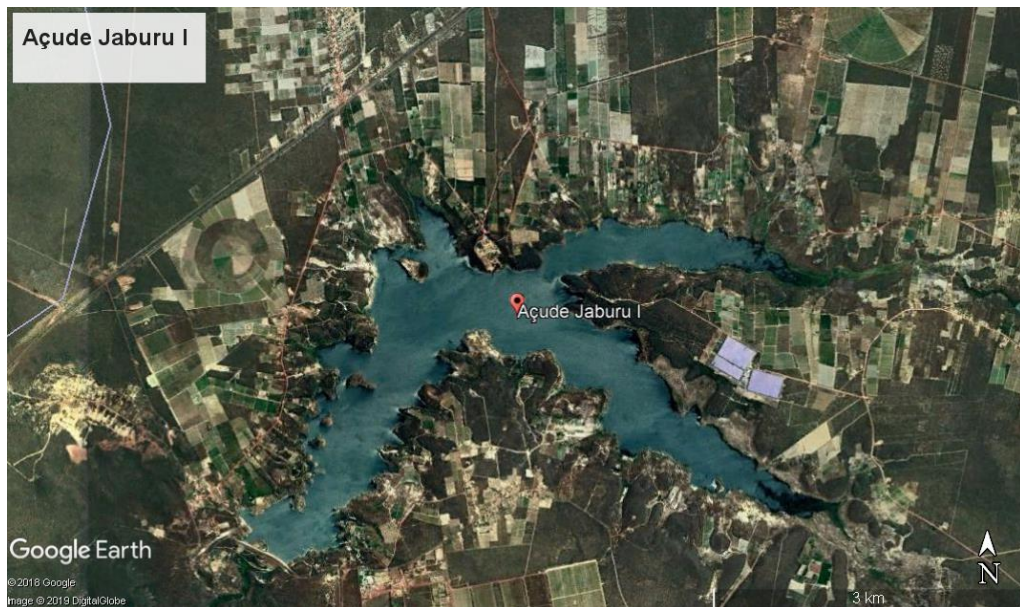
A explicação para a correlação entre salinidade e produção de clorofila-a estaria relacionada a demanda energética para aclimação, logo o aumento da clorofila-a manteria a taxa de fotossíntese e um aumento da disponibilidade energética (ALVARENGA, 2015).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 O reservatório do estudo

Segundo a Secretária de Recursos Hídricos do Ceará (SRH, 2015), o Açude Jaburu I, figura 1, está localizado no município de Ubajara, Ceará, abastecendo os municípios da Serra da Ibiapaba. Está incluído na Bacia do Parnaíba e possui capacidade para 138.127.743 m³, tendo uma bacia hidráulica de 941 ha. Foi construído como um barramento no rio Jaburu em 1983.

Figura 1 – Mapa da localização do Açude Jaburu I no município de Ubajara, Ceará.

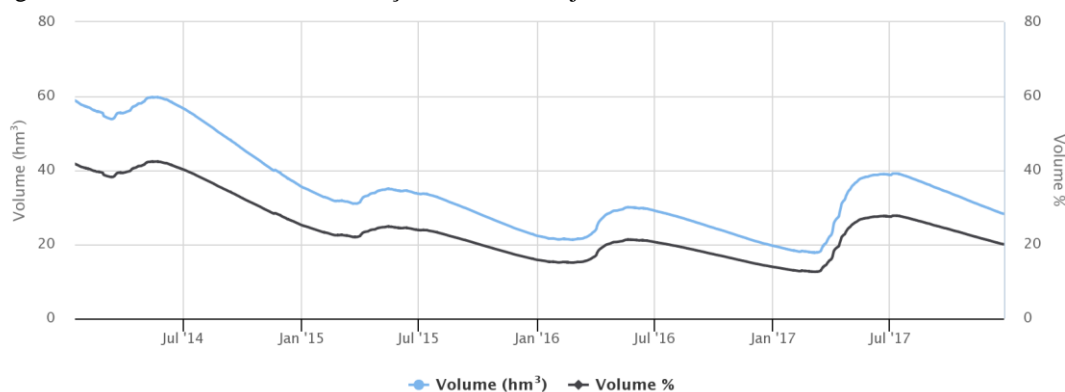


Fonte: Google Maps (2019).

3.2 Parâmetros de qualidade da água

Os dados foram concedidos pela Companhia de Gestão de Recursos Hídricos (COGERH), cujas amostras foram coletadas a 0,3 m de profundidade na zona lacustre do reservatório, próximo ao barramento. Os meses das campanhas de monitoramento foram fevereiro, maio, agosto e novembro, sendo que o período selecionado para estudo foram os anos de 2014 a 2017. Esse período é caracterizado pela redução drástica no volume do reservatório, Figura 2.

Figura 2 – Volume armazenado no Açude Jaburu I de janeiro de 2014 a dezembro de 2017.



Fonte: COGERH/FUNCEME (2019).

Nesse período, foram incluídos tanto os parâmetros ambientais, como das abundâncias das espécies identificadas no reservatório. Os sete parâmetros escolhidos para este estudo foram o pH, fósforo total, nitrogênio total, sódio, oxigênio dissolvido, clorofila-a e turbidez. A classificação taxonômica das espécies foi realizada com base no banco de dados de Guiry e Guiry (2018), sendo classificadas por suas respectivas classes.

A dominância nas amostragens foi calculada utilizando o índice de Berger-Parker. É calculado por $D = n/N$, sendo n a densidade da espécie mais abundante e N a soma de todas as abundâncias. Quanto mais próximo de 1, maior a dominância e menor a diversidade.

A riqueza específica foi calculada usando o índice de Margalef (R). É calculado por $R = (S-1)/\ln(N)$. Em que S é quantidade de espécies na amostragem e N é o total de indivíduos. Valores menores que dois são zonas de baixa riqueza específica, já valores maiores que 5 são zonas de alta riqueza específica.

3.3 Análise estatística das variáveis ambientais

O reconhecimento dos *outliers* presentes nos dados no período 2014-2017, foram utilizados todos os valores disponíveis para o parâmetro na profundidade de 0,3 m, com verificação pelo gráfico bloxplot. Posteriormente, as amostragens foram divididas entre períodos seco (agosto e novembro) e chuvoso (fevereiro e maio).

A verificação da normalidade dos dados foi baseada no teste de Shapiro-Wilk, sendo que valores de $p\text{-value} > 0,05$ indicam a aceitação da hipótese nula de que os dados possuem distribuição normal (HAMMER, 2001). Portanto, se os dados possuem distribuição normal, aplica-se os testes paramétricos. Caso contrário, aplica-se os testes não-paramétricos.

Os testes paramétricos usados foram o teste t, para a realização de inferência sobre diferenças entre as médias populacionais dos períodos seco e chuvoso, e o teste F para a avaliação das diferenças das variâncias populacionais desses períodos. Um valor de $p < 0,05$ para ambos os testes indicam a rejeição da hipótese nula. A hipótese nula do teste t é que as médias populacionais das duas amostragens são iguais, enquanto a hipótese nula do teste F é que a variância de ambas as populações são iguais (TRIOLA, 2013). O programa PAleontological STatistics (PAST) foi utilizado para a realização das análises.

Quando o parâmetro não for de uma população normal, a análise se baseará no teste de Mann-Whitney. A hipótese nula é de que as medianas dos grupos são iguais, sendo que para grupos com $n \leq 30$, o PAST fornece o *exact* p, que é o valor crítico para esses casos. Caso contrário, usa-se o valor p fornecido com base em 10 000 repetições do teste de Monte Carlo (HAMMER, 2001). O nível de significância para a rejeição da hipótese nula é 5 %.

A correlação de Spearman foi adotada para avaliar a relação entre as variáveis ambientais. Essa correlação se utiliza dos dados brutos organizados em postos, quando ordenados, avaliando o grau de mudança de uma variável em relação a outra sem ser, necessariamente, a uma taxa constante. Só serão aceitas como significativas as correlações que em que $\rho > \pm 0,6$, com nível de significância estatística $p\text{-value} < 0,05$. O programa PAleontological STatistics (PAST) foi utilizado para o cálculo da correlação de Spearman entre as variáveis ambientais entre si e com as variáveis bióticas.

Duas razões foram utilizadas para correlacionar os parâmetros. A primeira é a razão entre o nitrogênio total e o fósforo total, razão N:P, que indicará o nutriente limitante no reservatório. A assimilação de fósforo total e nitrogênio total pela biomassa algal foram definidas pela razão entre a clorofila-a e o fósforo, chamada de razão Chl:F, e a razão entre clorofila-a e nitrogênio total, razão Chl:N, respectivamente. O índice de estado trófico adotado foi o de Lamparelli (2004).

3.4 Análise multivariada de dados

A análise multivariada dos dados foi utilizada com o objetivo de identificar padrões nas características físico-química das amostragens, assim como na forma que a comunidade fitoplantônica se estrutura com base nas densidades das espécies e das variações dos parâmetros ambientais. Todas essas análises foram realizadas no programa PAST.

3.4.1 Análise de componentes principais

Para agrupar as amostragens segundo as sete variáveis ambientais, utilizou-se a análise de componentes principais. A análise de componentes principais cria eixos ortogonais sintéticos correlacionando as variáveis ambientais. Esses eixos sintéticos são novas variáveis criadas a partir da correlação linear das variáveis originais (HAMMER, 2001). Cada eixo é dito componente principal, de forma que explica a maior variação dos dados possível, sendo que a variação explicada por cada componente principal independe das demais (HONGYU, 2015).

O critério de Kaiser (autovalor > 1) foi utilizado para a escolha das componentes principais mais explicativas. Os eixos criados explicam de forma decrescente, e independente, a variação dos dados, assim a componente principal 1 explica mais variação que a componente principal 2, assim sucessivamente (REGAZZI, 2000). Logo, excluiu-se as variáveis que estiverem pouco relacionadas as componentes principais 1 e 2. Como as variáveis possuem escalas dimensionais diferentes, foi utilizada a matriz de correlação, normalizando as variáveis pelos seus desvio-padrões (HAMMER, 2001).

3.4.2 Escalonamento multidimensional não-métrico, ANOSIM e SIMPER

A ordenação das amostragens segundo a similaridade das espécies existentes entre elas foi feita baseado na análise de escalonamento não-métrico (NMDS). Esse método visa utilizar uma medida de distância entre as amostragens preservando a maior proporcionalidade possível entre elas no espaço de dimensionalidade menor com o espaço multidimensional original.

Segundo Hammer (2001), se uma amostra A e B obtiverem a nona maior distância num espaço n-dimensional, o NMDS irá representa-la como a nona maior distância num espaço bidimensional, por exemplo. O nível de distorção irá guiar o nível de ajuste entre a proporção do espaço n-dimensional e do espaço reduzido criado pelo NMDS, sendo que valores de distorção menores que 20% aceitasse como razoável, apesar de apresentarem distorções. Quanto mais próximo de 0%, melhor o ajuste (CLARK, 1993).

Nessa perspectiva, os dados originais das densidades podem ser transformados visando reduzir a escala da diferença da contribuição de espécies pouco abundantes se comparadas aquelas mais abundantes. Foram utilizadas a transformação por raiz quadrada e

pelo $\ln(x+1)$, além dos dados brutos, sendo que aceitasse a representação com menor nível de distorção.

A distância de Bray-Curtis foi utilizada para a construção da matriz de similaridade utilizada no NMDS. É a distância mais utilizada por ecologistas, pela natureza dos dados ecológicos formarem matrizes com muitos zeros (SPLINDER, 2013). Este índice considera não apenas a presença ou ausência das espécies entre as amostragens, mas também as suas abundâncias.

O NMDS, posteriormente, foi realizado junto com variáveis ambientais normalizadas, ressalta-se que elas não influem no resultado do NMDS, pois não são incluídas na formação dos eixos. Na verdade, a representação dos vetores das variáveis ambientais, o seu comprimento e direção, indica o nível de correlação dos scores do NMDS e a variável ambiental (HAMMER, 2001). Por isso, o NMDS trata-se de uma análise de gradiente indireto. O PAST na ausência das variáveis ambientais, só faz a correlação com as variáveis existentes, sem nenhum tipo de substituição por parte do programa variáveis ausentes (HAMMER, 2001).

A qualidade do agrupamento realizado pela NMDS é avaliada pela análise de similaridade (ANOSIM). A ANOSIM compara grupos de amostragens baseada na matriz de similaridade das espécies, nesse estudo ela foi gerada a partir do índice de Bray-Curtis. A estatística R da ANOSIM, baseada no ordenamento da matriz de similaridade, informa o quanto os grupos analisados se diferenciam entre si (CLARK, 1993). Se o valor de R for próximo de 0, indica que a similaridade dentro e fora dos grupos possuem a mesma média. Logo, quanto maior o valor de R, maior a diferença entre os grupos formados, com o nível de significância de 5%.

Por fim, foi realizada a análise de similaridade percentual (SIMPER) dos grupos formados, visando identificar qual das espécies são as principais responsáveis pela dissemelhança dos agrupamentos das amostragens pelo NMDS. Essa análise hierarquiza quais espécies são responsáveis pela diferença na composição entre os grupos formados (CLARK, 1993). A análise de SIMPER foi realizada utilizando o índice de Bray-Curtis.

4 RESULTADOS

As variáveis ambientais possuem distribuição normal pelo teste de Shapiro-Wilk ($p > 0,05$), quando divididos em períodos seco e chuvoso. Já a densidade populacional não possui distribuição normal (Teste de Shapiro-Wilk, $p\text{-value} < 0,05$). O único parâmetro que possui *outlier* dentro do período de 2014-2017 foi o nitrogênio total, sendo o valor de 1,65 mg/L N coletado em novembro de 2015.

4.1 Classificação das espécies do Açude Jaburu I no período de 2014-2017

Foram catalogadas 41 espécies em 10 classes, sendo a classe Cyanophyceae responsável por aproximadamente 50% das espécies identificadas, enquanto as demais classes contribuem com uma menor quantidade de espécies, conforme tabela 1.

Tabela 1 – Classificação taxonômica por classe das espécies registradas no Açude Jaburu I. Espécies com o símbolo (▲) ocorreram exclusivamente no período chuvoso e espécies com o símbolo (▼) ocorreram exclusivamente no período seco.

Cyanophyceae	Dinophyceae	Euglenophyceae
<i>Aphanizomenon sp.</i> ▼	<i>Gymnodinium sp.</i>	<i>Euglena sp.</i> ▲
<i>Aphanocapsa sp.</i> ▼	Mediophyceae	<i>Eutreptia sp.</i> ▲
<i>Aphanothece sp.</i>	<i>Cyclotella sp.</i>	<i>Phacus sp.</i>
<i>Chroococcus sp.</i> ▲	Zygnematophyceae	<i>Thachelomonas sp.</i> ▼
<i>Cylindrospermopsis sp.</i>	<i>Closterium sp.</i> ▲	Cryptophyceae
<i>Dolichospermum sp.</i> ▲	<i>Cosmarium sp.</i>	<i>Cryptomomas sp.</i> ▲
<i>Geitlerinema sp.</i> ▲	<i>Staurodesmus sp.</i> ▼	Coccinodiscophyceae
<i>Lyngbya sp.</i>	Chlorophyceae	<i>Coccinodiscus sp.</i> ▲
<i>Merismopedia sp.</i>	<i>Golenkinia sp.</i> ▲	<i>Melosira sp.</i> ▼
<i>Microcystis aeruginosa</i> ▼	<i>Kirchneriella sp.</i> ▼	
<i>Microcystis muscicola</i> ▲	<i>Scenedesmus sp.</i>	
<i>Microcystis sp.</i>	Trebouxiophyceae	
<i>Microcystis sp.1</i> ▼	<i>Oocystis sp.</i> ▼	
<i>Oscillatoria sp.</i>	<i>Dictyosphaerium sp.</i> ▼	
<i>Planktolynghya sp.</i>	<i>Coccomyxa sp.</i> ▲	
<i>Planktothrix sp.</i> ▲	Bacillariophyceae	
<i>Pseudanabaena sp.</i> ▲	<i>Synedra sp.</i> ▲	
<i>Raphidiopsis sp.</i> ▲	<i>Nitzschia sp.</i> ▲	
<i>Snowella sp.</i> ▼	<i>Amphipleura sp.</i> ▲	
<i>Spirulina sp.</i> ▲		

Fonte: elaborado pelo autor.

Existem 18 espécies ocorrendo exclusivamente no inverno, enquanto apenas 11 ocorrendo no verão. Observa-se, tabela 1, que as classes Bacillariophyceae e Cryptophyceae foram exclusivas do período chuvoso.

A tabela 2 demonstra que espécies pouco frequentes, conforme tabela 3, como a *Microcystis muscicola*, *Planktolyngbya sp.*, *Microcystis aeruginosa* e *Aphanocapsa sp.* foram capazes de dominar nesse estrato. Dessa forma, verificam-se dois extremos: espécies pouco frequentes e com pouca influência sobre os níveis das abundâncias coletadas, enquanto há espécies pouco frequentes, porém, muito abundantes. Apenas a classe Cyanophyceae dominou durante o período 2014-2017.

A espécie *Microcystis sp.*, apesar de sempre ser a mais recorrente, só passou a dominar as amostras com mais frequência após fevereiro de 2016, Tabela 2. Ressalta-se que antes de fevereiro de 2016, registrou-se uma maior quantidade de diferentes espécies pertencentes ao gênero *Microcystis* dominando as amostras. Posteriormente, essas espécies não conseguiram ser dominantes.

Tabela 2 – Índice de riqueza e espécies dominantes das amostras, baseado no índice de Berger-Parker, no período 2014-2017.

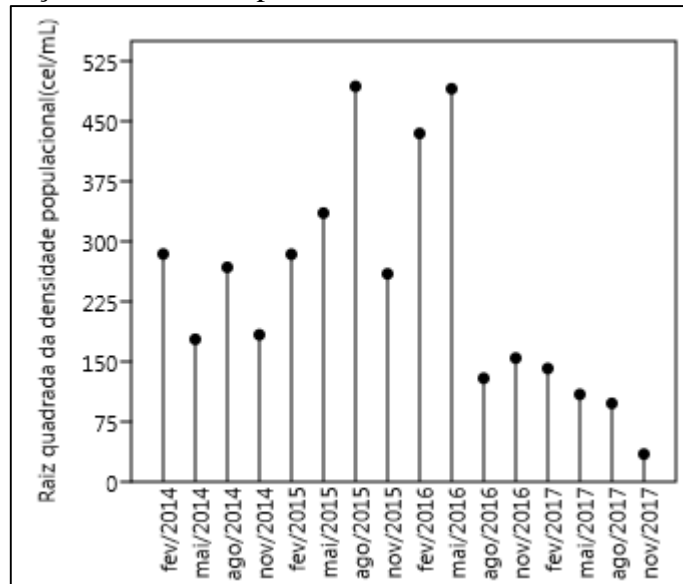
Amostragem	Espécie dominante	Índice de Berger-Parker	Índice de riqueza de Margalef
fev/14	<i>Microcystis sp.</i>	0.85	0,53
mai/14	<i>Aphanothece sp.</i>	0.72	0,19
ago/14	<i>Microcystis aeruginosa</i>	0.73	0,18
nov/14	<i>Microcystis sp.</i>	0.48	0,38
fev/15	<i>Microcystis muscicola</i>	0.87	0,97
mai/15	<i>Microcystis muscicola</i>	0.51	0,26
ago/15	<i>Planktolyngbya sp.</i>	0.76	0,32
nov/15	<i>Microcystis sp.1</i>	0.31	0,45
fev/16	<i>Microcystis sp.</i>	0.37	0,91
mai/16	<i>Cylindrospermopsis sp.</i>	0.56	0,56
ago/16	<i>Microcystis sp.</i>	0.42	0,72
nov/16	<i>Aphanocapsa sp.</i>	0.65	0,3
fev/17	<i>Microcystis sp.</i>	0.58	0,4
mai/17	<i>Microcystis sp.</i>	0.98	0,11
ago/17	<i>Microcystis sp.</i>	0.83	0,22
nov/17	<i>Cylindrospermopsis sp.</i>	0.67	0,14

Fonte: elaborado pelo autor.

Não foi verificada diferença das densidades entre os períodos seco e chuvoso (Teste de Mann-Whitney, $p\text{-value}>0,05$). As maiores abundâncias ocorreram tanto no período chuvoso, fevereiro de 2016 e maio de 2016, assim como no período seco, em agosto de 2015,

Figura2. O bloom de fevereiro de 2016 foi dominado pela *Microcystis* sp., sendo sucedida pela *Cylindrospermopsis* sp. em maio de 2016. Já em agosto de 2015, a espécie dominante foi a *Planktolyngbya* sp.

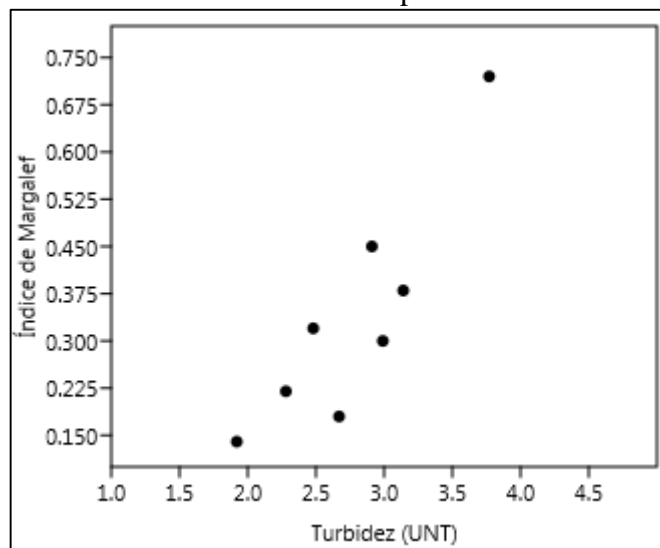
Figura 3- Valores das densidades populacionais do Açude Jaburu I no período 2014-2017.



Fonte: elaborado pelo autor.

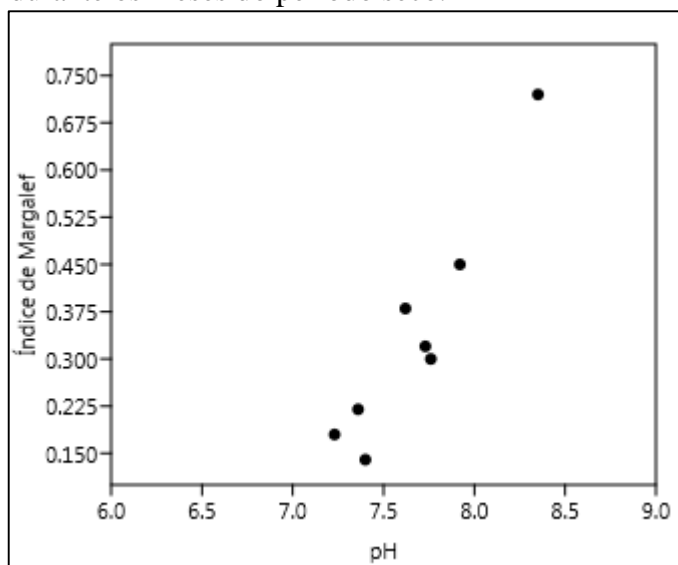
No período seco, há significância estatística ($p\text{-value} < 0,05$) para correlacionar o aumento da turbidez ($\rho = 0,78$) e o aumento do pH ($\rho = 0,86$) a um aumento na riqueza específica das amostragens, conforme Figura 4 e 5, respectivamente.

Figura 4 – Relação entre o índice de Margalef e a turbidez durante os meses do período seco.



Fonte: elaborado pelo autor.

Figura 5 – Relação entre o índice de Margalef e o pH durante os meses do período seco.



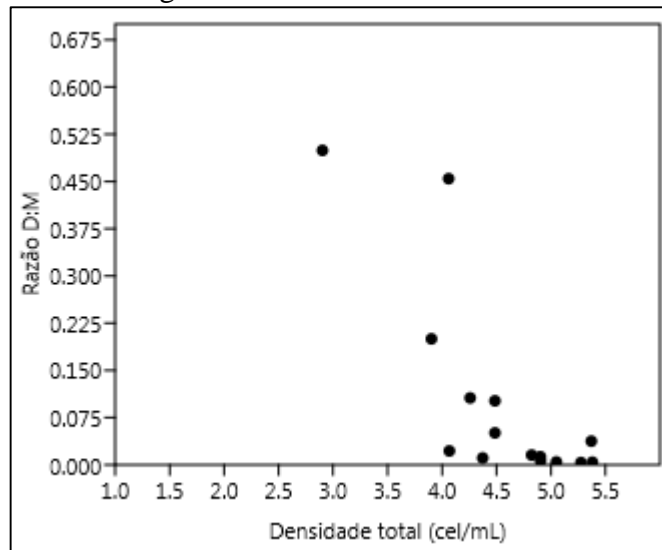
Fonte: elaborado pelo autor.

Realizaram-se três abordagens diferentes na densidade populacional das amostragens, buscando correlacioná-las com as variáveis ambientais: a soma das densidades de todas as classes, a densidade apenas das cianofíceas (grupo M) e a densidade das demais classes (grupo D). Nenhuma dessas abordagens gerou correlação significativa entre as densidades populacionais e as variáveis ambientais (Correlação de Spearman, $p\text{-value} > 0,05$), para o período 2014-2017, ou divididas entre períodos seco e chuvoso.

Os gêneros *Microcystis*, *Aphanocapsa* e *Planktorhix* são produtores de microcistina (BORTOLLI; PINTO, 2015). Então, das dezesseis amostras, doze foram dominadas por gêneros produtores de microcistina, tabela 2. Houve significância estatística ($p\text{-value} < 0,05$) para associar a redução da dominância com o aumento do pH ($\rho = -0,65$) e com o aumento do sódio ($\rho = -0,73$) para todo o período de 2014-2017.

Identificou-se que o aumento da razão entre as densidades dos demais grupos e a densidade das cianobactérias, razão D:M, influencia diretamente na densidade total (Correlação de Spearman, $\rho = -0,87$, $p\text{-value} < 0,05$). Conforme Figura 6, quanto mais representativos os grupos distintos das cianobactérias se tornam nas amostragens, menores são as densidades populacionais, inferindo-se, portanto, que uma maior diversidade de classes estimula a competição interespecífica e regula os níveis populacionais.

Figura 6 – Relação entre a razão do grupo D e grupo M (Razão D:M) e as densidades populacionais total em escala logarítmica.



Fonte: elaborado pelo autor.

Quando divididas por ano, vê-se que as abundâncias das amostras de 2017 foi inferior as de 2014 e 2015 (Teste de Mann-Whitney, $p\text{-value} < 0,05$). Na Figura 3, se verifica um padrão: uma redução nas densidades a partir de novembro de 2016 até novembro de 2017. Nesse período de baixa densidade populacional, há uma transferência de dominância entre a espécie *Aphanocapsa* sp., em novembro de 2016, e a *Microcystis* sp., que domina três meses seguidos e, posteriormente, é sucedida pela *Cylindrospermopsis* sp., tabela 2.

A Tabela 3 demonstra que as espécies mais frequentes foram as da classe Cyanophyceae, com destaque para a *Microcystis* sp. que esteve presente na maioria das amostras, seguida da *Cylindrospermopsis* sp., enquanto as demais possuem presença esporádica.

Tabela 3 – Frequência das espécies nas amostras coletadas no Açude Jaburu I no período 2014-2017.

Táxon	Frequência (%)	Táxon	Frequência (%)
<i>Microcystis</i> sp.	81.25	<i>Thachelomonas</i> sp.	12.5
<i>Cylindrospermopsis</i> sp.	37.5	<i>Amphipleura</i> sp.	6.25
<i>Cyclotella</i> sp.	25	<i>Aphanizomenon</i> sp.	6.25
<i>Merismopedia</i> sp.	25	<i>Aphanocapsa</i> sp.	6.25
<i>Oscillatoria</i> sp.	25	<i>Chroococcus</i> sp.	6.25
<i>Aphanothece</i> sp.	25	<i>Coscinodiscus</i> sp.	6.25
<i>Gymnodinium</i> sp.	18.75	<i>Cryptomomas</i> sp.	6.25
<i>Lyngbya</i> sp.	18.75	<i>Dolichospermum</i> sp.	6.25
<i>Planktolyngbya</i> sp.	18.75	<i>Euglena</i> sp.	6.25
<i>Raphidiopsis</i> sp.	18.75	<i>Eutreptia</i> sp.	6.25
<i>Cosmarium</i> sp.	12.5	<i>Kirchneriella</i> sp.	6.25
<i>Dictyosphaerium</i> sp.	12.5	<i>Melosira</i> sp.	6.25
<i>Geitlerinema</i> sp.	12.5	<i>Microcystis aeruginosa</i>	6.25
<i>Golenkinia</i> sp.	12.5	<i>Oocystis</i> sp.	6.25
<i>Microcystis muscicola</i>	12.5	<i>Snowella</i> sp.	6.25
<i>Phacus</i> sp.	12.5	<i>Staurodesmus</i> sp.	6.25
<i>Planktothrix</i> sp.	12.5	<i>Synedra</i> sp.	6.25
<i>Pseudanabaena</i> sp.	12.5	<i>Microcystis</i> sp. 1	6.25
<i>Scenedesmus</i> sp.	12.5	<i>Nitzschia</i> sp.	6.25
<i>Spirulina</i> sp.	12.5	<i>Coccomyxa</i> sp.	6.25
<i>Closterium</i> sp.	6.25		

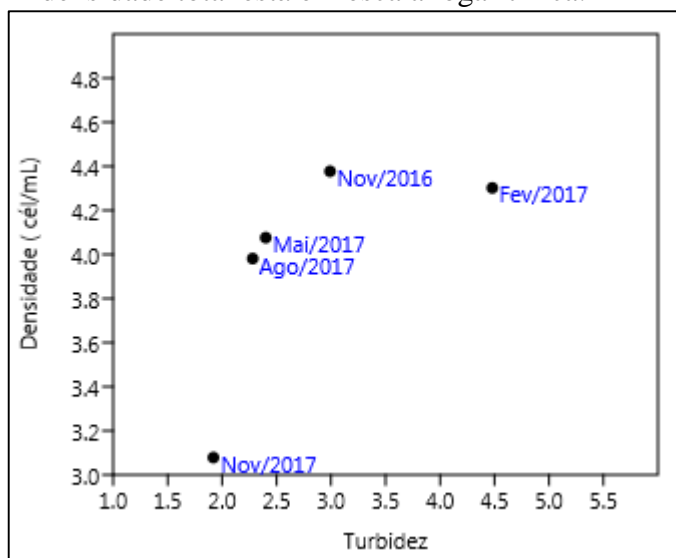
Fonte: elaborado pelo autor.

4.2 Correlação entre as variáveis bióticas e abióticas durante o declínio populacional

Isolando o período de novembro de 2016 até novembro de 2017, durante o declínio populacional, observa-se que há uma correlação fortíssima entre o aumento da turbidez e os maiores valores de densidade populacional (Correlação de Spearmann, $\rho=0,9$, $p\text{-value}<0,05$), Figura 7. Infere-se, portanto, que a redução da turbidez está diretamente relacionada com a redução do nível populacional nesse período.

Nesse período, quando as abundâncias são avaliadas individualmente, por espécie, há uma correlação negativa significativa ($p\text{-value} <0,05$) elevada entre a densidade populacional da espécie *Microcystis* sp. e a clorofila-a (Correlação de Spearman, $\rho= -0,9$).

Figura 7 – Relação entre a densidade total e a turbidez (UNT) entre novembro de 2016 a novembro de 2017. A densidade total está em escala logarítmica.



Fonte: elaborado pelo autor.

4.3 Análise estatística das variáveis ambientais no período de 2014-2017

Os valores dos testes para o fósforo total não apresentaram significância estatística para afirmar que exista diferença significativa tanto com relação à média populacional, como com a variância populacional entre os períodos seco e chuvoso (Teste t, $p\text{-value} > 0,05$; Teste F, $p\text{-value} > 0,05$). Não há diferença significativa entre os valores de fósforo total em 0,3 m e em profundidades maiores (Teste de Mann-Whitney, $p\text{-value} > 0,05$).

Para o nitrogênio também não há diferença significativa entre a média populacional entre os períodos seco e chuvoso (Teste t, $p\text{-value} > 0,05$), porém, há uma diferença significativa entre as variâncias populacionais (Teste F, $p\text{-value} < 0,05$). Não há diferença significativa entre os valores de nitrogênio total em 0,3 m e em profundidades maiores que esta, segundo o teste de Mann-Whitney ($p\text{-value} > 0,05$).

O oxigênio dissolvido, o pH, a clorofila-a e a turbidez não apresentaram diferença significativa entre as médias e variâncias populacionais dos períodos seco e chuvoso (Teste t, $p\text{-value} > 0,05$; Teste F, $p\text{-value} > 0,05$). Os dados de sódio não diferem com relação à média populacional entre os dois períodos (Teste t, $p\text{-value} > 0,05$), porém, há divergência quanto a variância populacional (Teste F, $p\text{-value} < 0,05$). Os valores das médias e desvios-padrão estão expostos na tabela 4.

Tabela 4 – Estatística descritiva dos parâmetros ambientais analisados divididos em períodos seco e chuvoso.

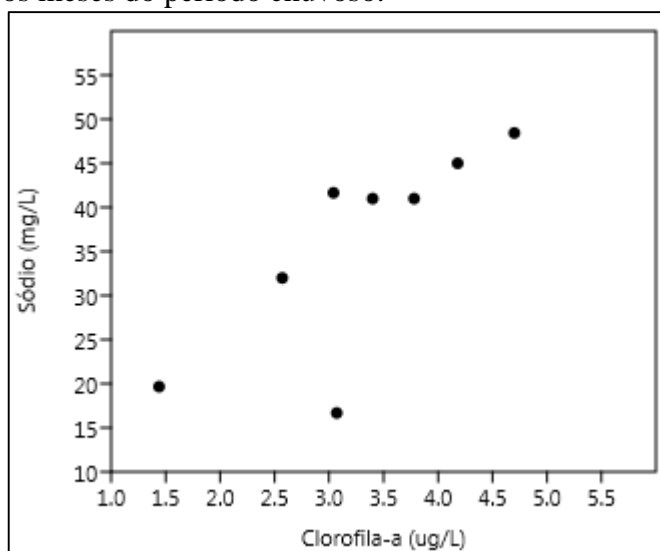
Parâmetro	Período chuvoso		Período seco	
	Média	Desvio-Padrão	Média	Desvio-Padrão
Sódio	35.68	11.79	38.99	5.154
Turbidez	2.79	1.22	2.77	0.568
pH	7.95	0.41	7.67	0.359
Oxigênio dissolvido	7.40	0.30	7.69	0.243
Fósforo total	0.02	0.01	0.03	0.008
Nitrogênio	0.54	0.30	0.73	0.055
Clorofila-a	3.4	1.08	3.78	1.42

Fonte: elaborado pelo autor.

Analisando o período 2014-2017, sem distinção entre os períodos seco e chuvoso, encontra-se uma correlação significativa ($p\text{-value} < 0,05$), pela correlação de Spearman, entre a turbidez e o sódio, ao nível de correlação moderada ($\rho = 0,6$). Ou seja, numa avaliação global, infere-se que o aumento da turbidez para o Açude Jaburu I foi acompanhado do aumento na salinidade.

No período chuvoso, há uma correlação significativa ($p\text{-value} < 0,05$) entre o sódio e a clorofila-a, pela correlação de Spearman ($\rho = 0,73$), sendo uma correlação forte, Figura 8.

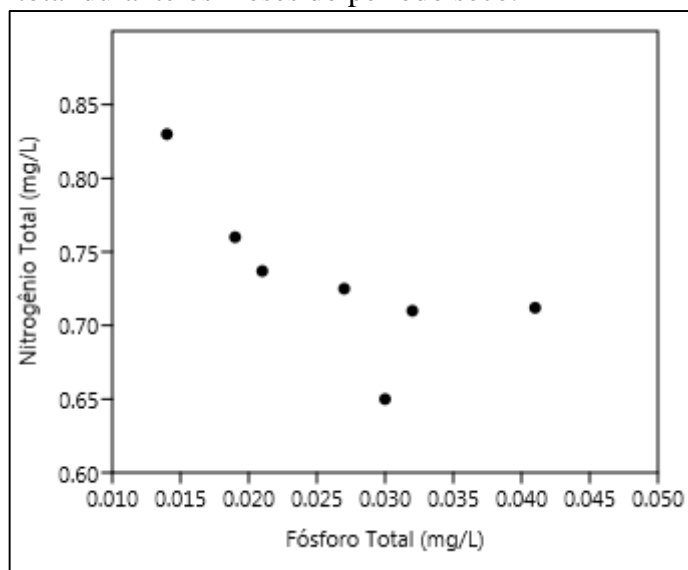
Figura 8 - Relação entre a clorofila-a e o sódio durante os meses do período chuvoso.



Fonte: elaborado pelo autor.

No período seco, a correlação significativa ($p\text{-value} < 0,05$) encontradas são entre o nitrogênio total e o fósforo total (Correlação de Spearman, $\rho = -0,86$), sendo uma correlação forte, Figura 9.

Figura 9 – Relação entre o nitrogênio total e fósforo total durante os meses do período seco.



Fonte: elaborado pelo autor.

4.4 Cálculo do índice de estado trófico (IET) e das razões N:P

A partir dos dados de clorofila-a e fósforo total foram calculados o Índice de Estado Trófico (IET) do reservatório pelas formulações de Lamparelli (2004), de forma que, a partir de fevereiro de 2016, houve um aumento no índice de estado trófico, porém, ainda permanecendo na categoria de mesotrófico ($52 < \text{IET} < 59$) na maioria do período. Anterior a esse período, o IET estava quase sempre menor que 53, chegando a apresentar-se como oligotrófico ($47 < \text{IET} < 52$) em quatros meses entre 2014 e 2015, tabela 5.

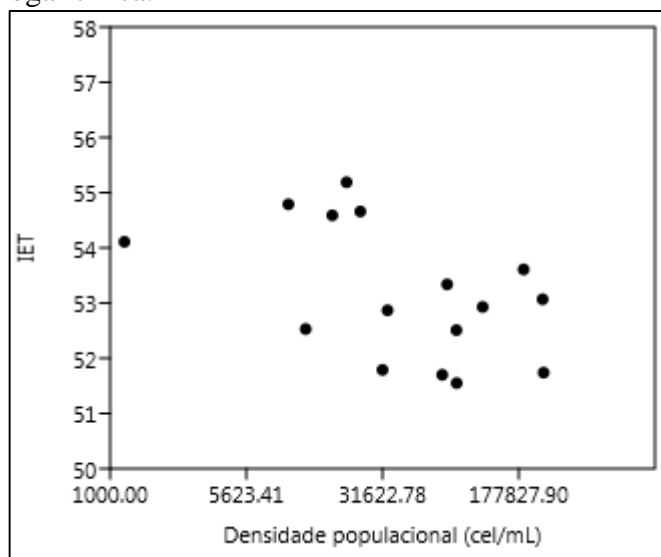
Tabela 5 – Índice de estado trófico no Açude Jaburu I no período de 2014 a 2017.

Amostra	IET	Amostra	IET
fev/2014	51.55	fev/2016	53.62
mai/2014	51.79	mai/2016	53.07
ago/2014	53.34	ago/2016	54.60
nov/2014	52.87	nov/2016	54.67
fev/2015	52.52	fev/2017	55.20
mai/2015	52.93	mai/2017	52.54
ago/2015	51.75	ago/2017	54.80
nov/2015	51.71	nov/2017	54.12

Fonte: Banco de dados COGERH.

Um padrão identificado foi a existência de menores valores da densidade populacional para IET > 54 se comparados aos valores de densidade populacional dos IET <54 (Teste de Mann-Whitney, $p\text{-value}<0,05$), Figura 10.

Figura 10 – Relação entre o IET e a densidade populacional total para o Açude Jaburu I. O eixo da densidade populacional foi plotado em escala logarítmica.



Fonte: elaborado pelo autor.

O fósforo é o nutriente limitante desse reservatório na maioria do período com exceção de maio de 2014, que apresentou a menor relação N:P para o período estudado, sendo que a ausência de novembro de 2015 se deve a existência do *outlier* de nitrogênio nesse mês, como referido anteriormente. O teste F ($p\text{-value}<0,05$) demonstra que os valores N:P para os anos de 2014 e 2015 possuem menos homogeneidade na distribuição do que os de 2016 e 2017.

Tabela 6 – Relação N:P no Açude Jaburu I no período de 2014 a 2017.

Amostra	Relação N:P	Amostra	Relação N:P
fev/2014	16.67	fev/2016	10.71
mai/2014	3.67	mai/2016	28.00
ago/2014	22.19	ago/2016	21.67
nov/2014	40.00	nov/2016	26.85
fev/2015	38.95	fev/2017	23.08
mai/2015	35.00	mai/2017	30.21
ago/2015	59.29	ago/2017	17.37
		nov/2017	35.10

Fonte: Banco de dados COGERH (2019).

4.5 Análise multivariada das variáveis ambientais no período de 2014-2017

O pH foi o único parâmetro que não influenciou de forma significativa nos dois primeiros eixos da análise de componentes principais, logo foi retirado da análise. Posteriormente, analisou-se com seis variáveis. O eixo 1 (Autovalor = 2,17; Variação = 36,133 %) e o eixo 2 (Autovalor = 1,47; Variação = 24,429 %) foram responsáveis por explicar aproximadamente 61 % da variação total do conjunto de dados.

Tabela 7 – Valores dos *loadings* obtidos entre as variáveis ambientais e os eixos 1 e 2 da análise de componentes principais.

Parâmetro	Eixo 1	Eixo 2
Sódio	0,58	0,04
Turbidez	0,48	0,23
Oxigênio dissolvido	0,19	-0,57
Fósforo	0,08	0,56
Nitrogênio total	0,47	0,26
Clorofila-a	0,41	-0,49

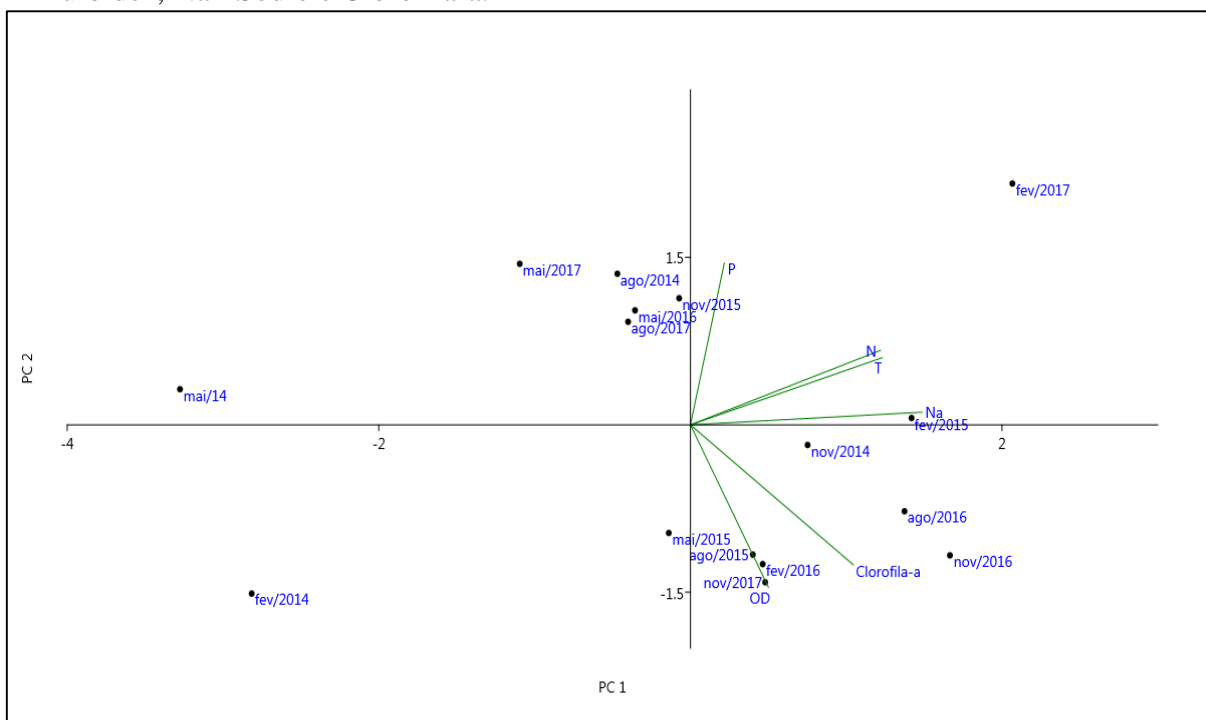
Fonte: elaborado pelo autor.

A PC 1 foi influenciado principalmente pelas variáveis sódio, turbidez e nitrogênio total. Sendo, portanto, essa componente principal caracterizada pelos gradientes de turbidez e salinidade das amostras, tabela 7. Pelo, Figura 11, na direção positiva do eixo 1, se encontram as amostragens de fev/2015, nov/2014, ago/2016, nov / 2016. Essas amostragens são caracterizadas pelos níveis elevados de sódio, turbidez e nitrogênio total. São classificadas como grupo I. No oposto dos gradientes de turbidez, sódio e nitrogênio total, tem-se as amostragens de mai/2014 e fev/2014, caracterizadas por baixos valores dessas variáveis. Essas amostras formam o grupo II.

O eixo 2 é um componente que explica uma relação antagônica entre o oxigênio dissolvido com relação ao fósforo total, Figura 11. Na direção positiva do eixo 2, as amostragens foram caracterizadas por maiores valores do fósforo total e menores de oxigênio dissolvido. Essas amostragens formam o grupo III.

Em contraste, as amostragens na direção negativa do eixo 2 se caracterizam por maiores valores do oxigênio dissolvido e valores menores do fósforo total. Essas amostras formam o grupo IV.

Figura 11 – Ordenação pela análise de componentes principais das variáveis ambientais no período 2014-2017. P= Fósforo total, N= Nitrogênio total, OD= oxigênio dissolvido, T=Turbidez, Na= Sódio e Clorofila-a.



Fonte: elaborado pelo autor.

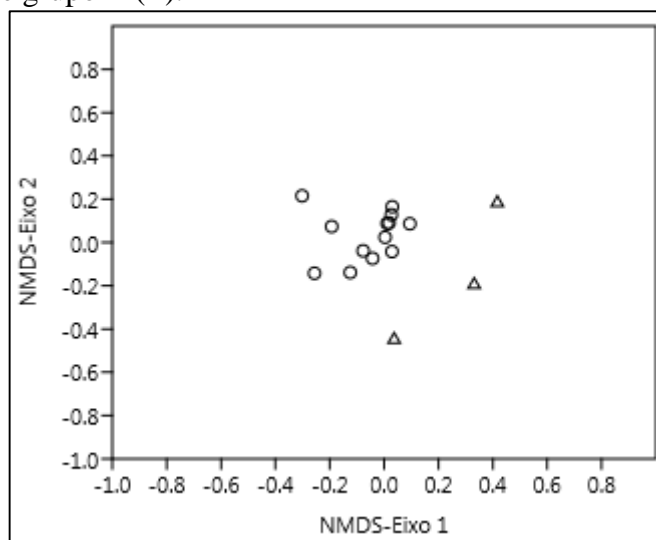
4.6 Escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) e SIMPER para as abundâncias do Açude Jaburu I no período de 2014 a 2017

A divisão realizada pelo escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) com os dados das densidades populacionais transformadas em logaritmo natural, assim como pela raiz quadrada, não se mostrou satisfatória, com índice de stress maior que 0,2. Dessa forma, procedeu-se com os dados brutos das densidades.

Obteve-se um valor de stress aceitável equivalente a 0,1839 para o Açude Jaburu I. Observa-se uma divisão em dois grupos, Figura 11. Foi verificado que a diferença dos dois grupos está na ausência do gênero *Microcystis* para as três amostragens mais distantes, elas formam o grupo dito B. As demais amostragens formam o grupo dito A.

A ANOSIM realizada com o grupo A e B confirma a diferença significativa com valor de $R\text{-global} = 0,87$ e $p\text{-value} < 0,01$, reforçando a divisão feita pelo NMDS. Para esse valor de R, há um indicativo de que não existe uma sobreposição entre os grupos, havendo uma diferença significativa nas suas composições taxonômicas.

Figura11 – Ordenação pelo NMDS com base na matriz de similaridade de Bray-Curtis. O grupo A (○) e grupo B (△).



Fonte: elaborado pelo autor.

Apesar de ocorrerem 41 espécies no Açude Jaburu I, observa-se na Tabela 8 que apenas oito espécies foram suficientes para explicar uma porcentagem elevada da dissimilaridade entre os grupos A e B. Juntas, as espécies dos gêneros *Microcystis* e *Cylindropermopsis* explicam aproximadamente 50% da dissimilaridade. Excetuando-se as espécies dominantes já identificadas, a SIMPER ressalta as espécies *Oscillatoria* sp., *Planktothrix* sp. e *Geitlerinema* sp..

Tabela 8 – Espécies responsáveis pela dissimilaridade das amostras do grupo A e do grupo B. As abreviações significam dissimilaridade individual (Dis.) e contribuição (Contr.).

Espécie	Dis.	Contr. individual (%)	Contr. acumulada (%)
<i>Microcystis</i> sp.	23.57	24.04	24.04
<i>Cylindropermopsis</i> sp.	15.73	16.05	40.09
<i>Aphanothece</i> sp.	10.52	10.73	50.81
<i>Microcystis muscicola</i>	7.062	7.203	58.02
<i>Planktolyngbya</i> sp.	6.692	6.825	64.84
<i>Geitlerinema</i> sp.	6.227	6.351	71.19
<i>Planktothrix</i> sp.	4.865	4.961	76.15
<i>Oscillatoria</i> sp.	3.835	3.912	80.06

Fonte: elaborado pelo autor.

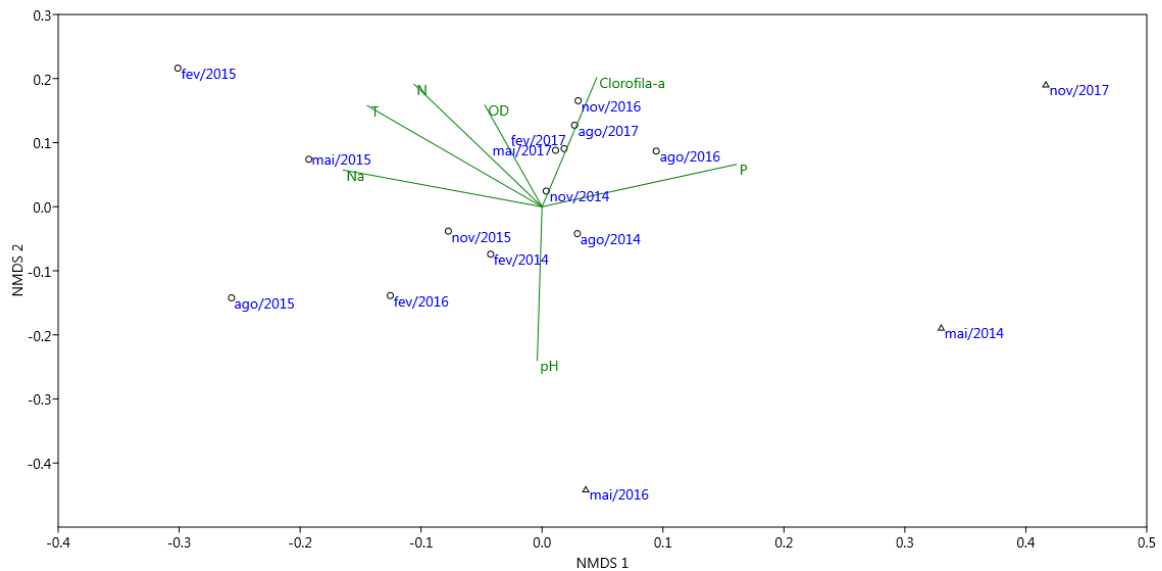
A partir de uma avaliação individual das espécies supracitadas, percebe-se que o maior valor de abundância das espécies *Geitlerinema* sp. e *Planktothrix* sp. ocorreu associado a dominância da *Cylindropermopsis* sp., em maio de 2016. Já o maior valor da *Oscillatoria* sp.

esteve associado a dominância da *Aphanotece* sp., em maio de 2014. Essas associações ocorreram nas amostragens do grupo B.

4.7 Os gradientes ambientais aplicados a divisão dos grupos A e B

As abundâncias foram plotadas junto as sete variáveis ambientais. Os gradientes que se relacionaram com as amostras do grupo B foram o pH para a amostra de maio de 2016, a turbidez e o nitrogênio total, para a amostragem de maio de 2014, a clorofila-a e o fósforo para a amostragem de novembro de 2017, Figura12.

Figura 13 - Ordenação pelo NMDS com a sobreposição das variáveis ambientais. P= Fósforo total, N= Nitrogênio total, OD= oxigênio dissolvido, T=Turbidez, Na = Sódio, pH e clorofila-a.



Fonte: elaborado pelo autor.

Ao contrário do resultado obtido pela ACP, o pH no NMDS se mostrou relevante, quando relacionado a divisão das amostras considerando os dados bióticos. O seu vetor se direciona para a amostra de mai/2016. Nessa amostragem a dominância foi da espécie *Cylindropermopsis* sp.. Inferindo-se que para maiores valores de pH a dominância dessa espécie foi favorecida.

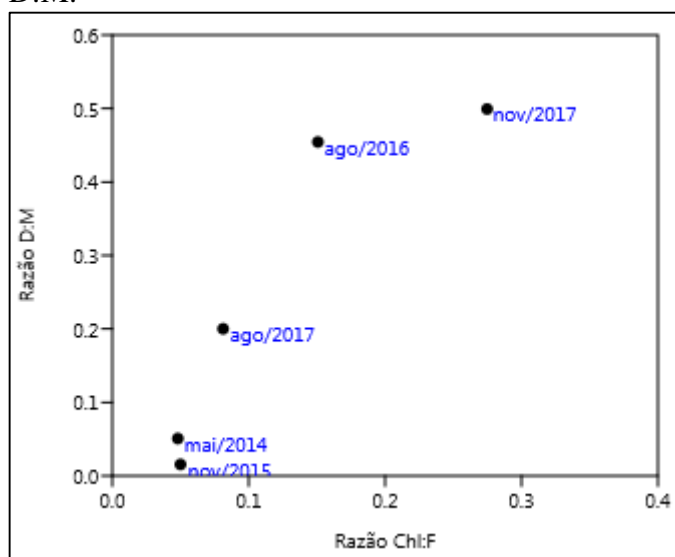
Na amostragem de maio de 2014, a dominância foi da espécie *Aphanotece* sp., que está oposta ao gradiente de nitrogênio e ao da turbidez, indicando que em menores valores desses parâmetros essa espécie é favorecida. Esse resultado encontra respaldo na ordenação feita pela análise de componentes principais, já que essa amostragem faz parte do grupo II.

Relacionado ao gradiente de clorofila-a e fósforo total, tem-se a amostragem de novembro de 2017, dominada pela *Cylindropemopsis* sp.. Então, observa-se que os valores de clorofila-a, fósforo e pH foram determinantes para estruturas distintas da comunidade fitoplanctônica do Açude Jaburu I, sob a dominância dessa espécie.

4.8 Assimilação dos macronutrientes na biomassa algal

A relação da clorofila-a e do fósforo com a composição taxonômica das amostras foi verificada correlacionando a razão D:M com a razão Chl:F. No Figura13, para um grupo de amostras, o aumento da razão Chl:F se correlacionou diretamente com o aumento da razão D:M (Correlação de Spearman, $\rho=0,9$, $p\text{-value}<0,05$). Infere-se que o incremento da participação das demais classes na comunidade fitoplanctônica, para essas amostras, esteve ligado a uma maior taxa de assimilação de fósforo total na biomassa algal. A amostra de novembro de 2017 está incluída dentre as quais mostraram essa correlação.

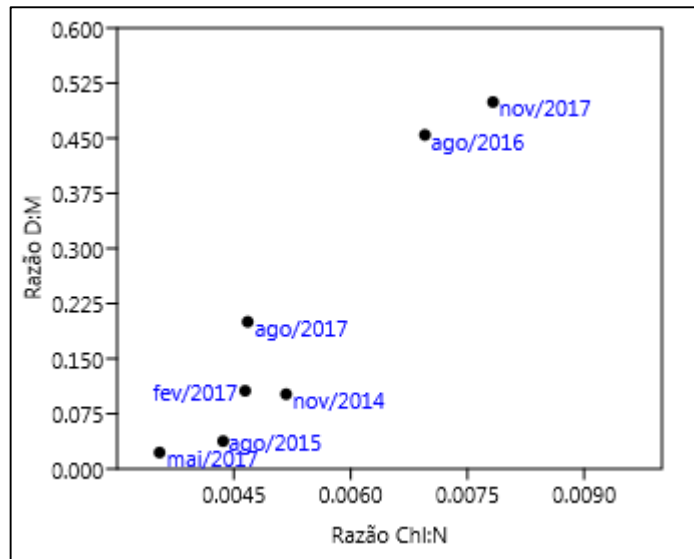
Figura 14 – Relação entre a razão Chl:F e a razão D:M.



Fonte: elaborado pelo autor.

A assimilação de nitrogênio total na biomassa algal aumentou, principalmente, durante a maioria dos meses do período seco, sendo que seu aumento indicou uma maior participação das demais classes em detrimento das cianobactérias no fitoplâncton (Correlação de Spearman, $\rho=0,9$, $p\text{-value}<0,05$), conforme Figura14.

Figura 15 – Relação entre a razão Chl:N e a razão D:M.



Fonte: elaborado pelo autor.

5 DISCUSSÃO

O Açude Jaburu I pode ser caracterizado, durante o período de 2014 a 2017, como um reservatório mesotrófico, com boas condições de incidência luminosa e uma boa distribuição de nutrientes na coluna d'água.

O nitrogênio total e o sódio mostraram diferenças significativas na variância, quando divididos entre os períodos seco e chuvoso. Nesse cenário, infere-se que as precipitações se mostram decisivas tanto na oferta dos compostos nitrogenados, como no controle da salinidade da coluna d'água.

Durante o período seco, os maiores valores de fósforo total na coluna d'água se associaram com os menores valores de nitrogênio total. Esse fato pode estar correlacionado a mudança na composição taxonômica do fitoplâncton, já que um aumento de assimilação de nitrogênio total na biomassa algal está diretamente relacionado a uma maior participação de grupos diferentes em detrimento das cianofíceas para a maioria das amostras do período seco, Figura14.

Possivelmente, esse fato está relacionado aos compostos nitrogenados serem mais viáveis energeticamente para alguns grupos do fitoplâncton sob as condições do período seco, sendo que essa afinidade já foi reportada na literatura (ARTUR *et al.*, 2009; YEMA, 2016; BOUVY *et al.*, 2000). Esse resultado corrobora com a importância do nitrogênio intracelular e extracelular na manutenção da produção de clorofila a (PREZELIN, 1981).

5.1 O significado ecológico da clorofila-a para a comunidade fitoplanctônica

No período chuvoso, o aumento da clorofila-a esteve associado ao aumento do sódio na coluna d'água. Resultado similar foi reportado por Alvarenga (2015). Então, corrobora-se que o aumento da clorofila-a, nesse contexto, seja um efeito da aclimação a salinidade e não, necessariamente, ao crescimento do fitoplâncton.

A ausência de correlação significativa entre a clorofila-a e as densidades das cianobactérias já foi identificada também por Marino (2016). O autor indica a possibilidade de a clorofila-a ter boa correlação com o desenvolvimento de outras classes do fitoplâncton.

No Açude Jaburu I, o aumento da assimilação de fósforo total e nitrogênio na biomassa algal estiveram relacionadas ao aumento da participação de classes diferentes das cianobactérias, Figura13 e 14. Ou seja, é o aumento da assimilação de macronutrientes na biomassa algal que está mais relacionado ao desenvolvimento das demais classes do

fitoplâncton em detrimento das cianofíceas, não é necessariamente a própria clorofila-a, como havia sugerido Marino (2016).

O aumento da participação das demais classes em detrimento das cianofíceas no fitoplâncton reduzem a densidade total, Figura5. Infere-se que a competição interespecífica entre espécies de classes diferentes, por nitrogênio e por fósforo, seja o motivo pela redução populacional.

Então, possivelmente, a taxa de assimilação dos macronutrientes na biomassa algal atua indiretamente sobre o controle da densidade populacional total, ao ser um fator decisivo na diversificação da composição taxonômica do fitoplâncton.

O fato de uma menor assimilação de nutriente limitante na biomassa algal beneficiar uma participação maior das cianobactérias nas amostragens se deve a estratégia de vida do gênero dominante dessa classe. O gênero *Microcystis* é classificado por Reynolds (2006) como composto por espécies S-estrategistas. Assim, o estado de mesotrofia dá condições ideais para o desenvolvimento dessas espécies estresse-tolerantes, já que elas demandam menos nutrientes para crescer.

O NMDS confirma a importância da taxa de assimilação de macronutrientes como um forte parâmetro para a distinção taxonômica das amostragens, quando relaciona os vetores de fósforo total e clorofila-a na direção da amostra de novembro de 2017, Figura12. Essa amostra foi a que possuiu a maior taxa de assimilação de fósforo total, assim como de nitrogênio total, à biomassa algal, tendo a maior participação das demais classes em detrimento das cianofíceas na densidade populacional.

A predição do IET de Lamparelli (2004), que é baseado no fósforo total e na clorofila-a, foi diretamente afetada pelos efeitos da aclimação à salinidade e da taxa de assimilação de macronutrientes pela biomassa algal. Prova disso, o fato de que densidades populacionais dos gêneros em estudo para valores de IET > 54 foram menores que para valores de IET < 54.

Os resultados encontrados corroboram com a afirmação de que a redução do fósforo total nos ambientes lênticos podem nem sempre indicar uma redução na biomassa fitoplanctônica (SPEARS *et al.*, 2013).

Ressalta-se a limitação da clorofila-a para o monitoramento do crescimento algal nesse reservatório. Mesmo tendo tido florações acima de 200.000 cel/mL, a legislação vigente, CONAMA N° 357/2005, classificaria o Açude Jaburu I como classe 1 se considerado os valores médios de clorofila-a, Tabela 4, que sempre foram menores do que 10 µg/L.

5.2 Cyanophyceae, cianotoxinas e a turbidez

A dominância ecológica das cianobactérias, contribuindo com aproximadamente 50% dos 41 táxons encontrados, também foi identificada em comunidades fitoplanctônicas dos reservatórios do semiárido (CARDOSO, 2017; PANOSSO et al, 2007). Segundo Domis (2007), fatores climáticos atípicos e elevadas temperaturas favorecem a classe Cyanophyceae em detrimento das demais.

Somado a esse cenário, Cardoso (2017) atribui também o tempo de detenção hidráulica como fator determinante para essa dominância. Assim, o Açude Jaburu I experimentou condições ambientais favoráveis ao desenvolvimento das cianobactérias, já que durante os quatro anos operou com volumes cada vez menores, Figura 1.

O gênero *Microcystis* se destaca porque se beneficia diretamente da estabilidade da coluna d'água proporcionada pela estiagem, já que as vesículas de gases lhe permitem superioridade competitiva na zona fótica (REYNOLDS *et al.*, 2002).

A coexistência das duas espécies mais frequentes, *Cylindropermopsis* sp. e *Microcystis* sp., pode ser explicada pela resistência que o gênero *Cylindropermopsis* tem ao sombreamento causado pelas mucilagens da *Microcystis* (FERNANDES, 2009). A mucilagem é uma forma de competição do gênero *Microcystis* sp., visto que a redução do feixe luminoso, por ela causada, dificulta o desenvolvimento das demais espécies.

Os resultados das densidades populacionais demonstram que a dominância frequente da espécie *Microcystis* sp., após fevereiro de 2016, foi concomitante a redução do nível populacional, mostrando que o sombreamento pode ter sido decisivo na competição interespecífica. Porém, aliado a ele, outro fator mostra-se relevante: a redução do valor das densidades populacionais ocorreu posteriormente as florações tóxicas dos gêneros *Microcystis* e *Cylindropermopsis*.

Santos (2009) observou que há um aumento de produção de microcistina em cepas tóxicas da *Microcystis aeruginosa* quando submetidas a presença da *Cylindropermopsis raciborskii*. Logo, a competição por interferência seria um dos mecanismos preponderantes da competição interespecífica dessas espécies. Esse fato se respalda no destaque das espécies produtoras de microcistina como espécies dominantes nas amostragens do Açude Jaburu I, sendo que doze (12) das dezesseis (16) amostragens foram dominadas por gêneros produtores de microcistina.

A microcistina liberada durante as florações tóxicas, e posterior a elas, durante a lise celular, afetam a atividade enzimática antioxidante, desestruturando as células e causando

a morte dos indivíduos (WIEDNER et al., 2017). Portanto, as cianotoxinas influem de forma negativa sobre a abundância da comunidade fitoplantônica após as florações tóxicas.

A lise celular, após as florações tóxicas, liberou endotoxinas ao meio, proporcionando um ambiente inóspito para o desenvolvimento da comunidade fitoplantônica, onde as cianotoxinas liberadas atuam como um agente alelopático inibidor do crescimento para algumas espécies (WANG, 2017).

Wiedner (2017), afirma ainda que, tanto sua produção, como sua excreção para o meio, é estimulada por valores consideráveis de incidência luminosa. O estresse oxidativo causado pela produção de radicais livres sob alta incidência luminosa é, provavelmente, intensificado pela ação da microcistina, que destrói os agentes antioxidantes.

Possivelmente, no período seco, os menores volumes e a maior incidência luminosa podem intensificar os efeitos da microcistina, sendo a turbidez nesse período um regulador da riqueza específica das amostras, Figura3. Infere-se, portanto, que a turbidez no período seco atue reduzindo o estresse oxidativo e permitindo que mais espécies permaneçam no fitoplâncton.

Portanto, a variação da turbidez vai além de sua correlação com a densidade populacional, que ocorreu apenas num período específico no açude Jaburu I, Figura6. Por mais que a CONAMA 357/2005 classifique reservatórios com turbidez inferiores a 40 UNT como classe 1, caso do Açude Jaburu I, tabela 4, há variações qualitativas e quantitativas no fitoplâncton reguladas pela turbidez que podem favorecer espécies produtoras de cianotoxinas. Isto é, a qualidade da água sob a perspectiva de um parâmetro físico pode entrar em discordância com a qualidade microbiológica.

5.2.1 A influência da turbidez e nitrogênio na comunidade fitoplanctônica do Açude Jaburu I

Quimicamente, a ACP destaca a amostragem de maio de 2014 no oposto do gradiente de turbidez, sódio e nitrogênio, Figura10. Biologicamente, a composição taxonômica dessa amostragem se distingue por estar contrária aos vetores dessas variáveis ambientais, Figura12.

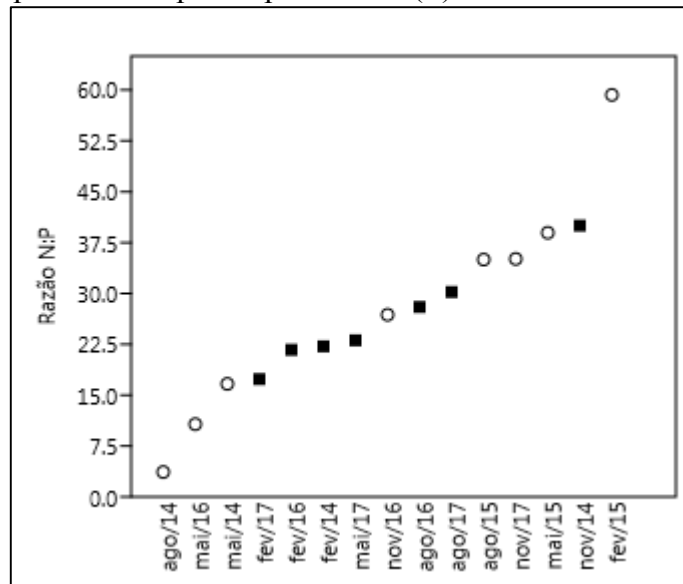
As espécies *Aphanotece* sp. e *Oscillatoria* sp., que ocorreram associadas na amostragem de maio de 2014, são espécies perifíticas, que podem formar florações quando as massas de água estão paradas (FERNANDES, 2009).

A dominância das espécies perifíticas pode ser explicada pelo efeito negativo que as espécies do perífiton tem sobre a comunidade fitoplantônica em ambientes com baixa disponibilidade de nutrientes (HAVENS *et al.*, 1999). Logo, essas espécies foram mais favorecidas nessas condições e migraram para a comunidade fitoplanctônica, já que a exportação de espécies de uma comunidade para outra é possível (WERNER; KÖHLER, 2005).

5.3 A nutrição da comunidade fitoplantônica

Abell *et al.* (2010) enfatizaram que altas razões de N:P favorecem espécies não-fixadoras de nitrogênio, já razões menores de N:P favorecem as espécies fixadoras. Por isso, a limitação por fósforo é um dos motivos do gênero *Microcystis* se sobressair nesse reservatório. Porém, apenas a espécie *Microcystis* sp. é frequentemente dominante na faixa de valores das razões N:P dos anos 2016 e 2017, Figura 15.

Figura 16- Razão N:P das amostragens do Açude Jaburu I. Amostras dominadas pela *Microcystis* sp. são simbolizadas por quadrado (■) e as dominadas por outras espécies por círculo (○).



Fonte: elaborado pelo autor.

A frequência da dominância da *Microcystis* sp. nesse cenário, provavelmente, é um indicativo de ser uma espécie que se desenvolve bem sobre colimitação de fósforo total e nitrogênio total. Essa eficiência já foi pautada para uma espécie do gênero *Microcystis*. Nos estudos de Melgaço (2007), baseado na competição entre *Microcystis Aureaginosa* e

Cylindrospermopsis raciborskii, a *Microcystis Aureaginosa* requeria menos N e P na sua biomassa.

Destaca-se que o segundo eixo da ACP, Figura10, a oferta do fósforo total na coluna d'água esteve diretamente associado ao oxigênio dissolvido. Então, como já reportado na literatura, a recirculação do fósforo total na coluna d'água mostrasse correlacionada diretamente as condições oxidativas do meio, reduzindo sua disponibilidade com o aumento do oxigênio dissolvido (WETZEL, 2001; VEIGA, 2010).

5.4 O papel do pH na sucessão de florações de cianobactérias e na riqueza específica

A ausência do gênero *Microcystis*, em maio de 2016, demonstra sua sensibilidade ao pH, Figura12. Essa amostra demarca a floração tóxica da *Cylindrospermopsis* sp., produtora de cilindrospermopsina (BORTOLI; PINTO, 2015), que esteve associada as espécies *Geitlerinema* sp. e *Planktothrix* sp.. Queiroz (2015) destaca que o pH é um dos parâmetros que se sobressaem para a dominância dessas espécies. Em especial, para o gênero *Cylindrospermopsis* é recorrente a sua associação com ambientes alcalinos (PADISÁK, 1997; BOUVY *et al.*, 2000).

Ressalta-se que, no Açude Jaburu I, o aumento do pH, no período seco, esteve associado ao aumento na riqueza específica das amostragens, Figura4. Então, o aumento do pH, possivelmente, não demarca apenas a sucessão de *blooms* entre cianobactérias tóxicas, mas modifica de forma mais ampla a composição taxonômica da comunidade fitoplanctônica no Açude Jaburu I. Esse fato pode ser explicado pela redução da dominância está relacionada com o aumento do pH para todo o período de 2014 a 2017, possibilitando a ocorrência de mais espécies.

5.5 Padrões hidrodinâmicos e riqueza específica

A hipótese de perturbação intermediária afirma que comunidades que sofrem com perturbações frequentes, ou aquelas que quase raramente são perturbadas, apresentam uma riqueza específica menor se comparada aquelas que sofrem perturbações ocasionais (CONNELL, 1978).

Há mais espécies e classes ocorrendo no período chuvoso do que no período seco, no Açude Jaburu I. Então, a hipótese da perturbação intermediária pode ser aplicada no Açude Jaburu I, sendo que a precipitação no período chuvoso gera turbulência, dentre outros eventos,

podem ser entendidas como perturbações ocasionais nesse período. Esse resultado também foi identificado por Câmara (2011), que encontrou maior diversidade no período chuvoso para um reservatório da Paraíba.

Essa diferença de espécies entre períodos seco e chuvoso, provavelmente, se deve a sensibilidade que a classe dominante, cianofíceas, tem com relação a instabilidade hidrodinâmica (BOUVY *et al.*, 2001). Logo, a perturbação da quadra chuvosa possibilita que outras classes componham o fitoplâncton.

6 CONCLUSÃO

O aumento de classes diferentes no fitoplâncton controla o crescimento populacional, evitando um crescimento excessivo das cianobactérias, por meio da competição interespecífica. Logo, qualquer ação antrópica, ou gradiente ambiental, que afete a diversidade de classes desse reservatório pode favorecer as florações das cianobactérias, que possuem espécies superiores na competição em ambientes pobres em nutrientes e com alta intensidade luminosa.

A clorofila-a não foi um parâmetro eficiente para o monitoramento do crescimento fitoplanctônico devido interferências da aclimatação à salinidade, afetando a capacidade do IET de Lamparelli (2004) e dos limites estabelecidos pela CONAMA N°357/2005 em descrever o grau de trofia no reservatório. A interpretação da clorofila-a mediada pela razão com os macronutrientes, razão Chl:F e Chl:N, indica que uma maior assimilação de fósforo total e nitrogênio total na biomassa algal ocorre quando há uma maior participação das demais classes em detrimento das cianobactérias.

O nitrogênio total está mais associado a formação da comunidade fitoplanctônica, no período seco. Logo, para o Açude Jaburu I, o controle dos valores de nitrogênio total aparenta ser um mecanismo eficiente para reduzir a floração de cianobactérias nesse período.

Uma colimitação por fósforo total e nitrogênio total beneficiou a espécie *Microcystis* sp., que domina com frequência numa faixa homogênea de razão N:P entre 2016 e 2017. Já o pH regula a riqueza específica e a dominância no período seco, assim como seu gradiente é correlacionado com a mudança entre blooms de cianobactérias que produzem cianotoxinas diferentes: cilindrospermopsina e microcistina.

A baixa turbidez, possivelmente, contribui para a dominância das cianobactérias produtoras de microcistina, intensificando os efeitos de um provável estresse oxidativo. No período seco, esses efeitos parecem ser mais consideráveis, ao passo que as variações na turbidez se associam diretamente a riqueza específica das amostragens.

No Açude Jaburu I, a estabilidade da coluna d'água parece ter favorecido as cianobactérias, com inclusão de mais classes apenas no período chuvoso. Portanto, faz-se necessário um maior monitoramento sobre cianotoxinas em reservatórios que tenham redução de volume drásticas e tenham elevado tempo de detenção hidráulica, já que a dinâmica de produtoras de cianotoxinas pode afetar significativamente a saúde pública.

REFERÊNCIAS

- ABELL, J. M.; ÖZKUNDAKCI, D.; HAMILTON, D. P. Nitrogen and phosphorus limitation of phytoplankton growth in New Zealand lakes: implications for eutrophication control. **Ecosystems**, v.13, p.966-977, 2010.
- ACINAS, S.G ET. AL. Phenotypic and genetic diversification of *Pseudanabaena* spp. (cyanobacteria). **Multidisciplinary Journal of Microbial Ecology**, v. 3, n. 1, p. 31-46, 2009.
- ALVARENGA, L. V. de. Respostas fisiológicas em cianobactérias da família Nostocaceae cultivadas sob estresse salino. 2015. 49 f. Tese (Mestrado em Fisiologia Vegetal) - Universidade Federal de Viçosa, 2015.
- ARAÚJO, S.C.; GARCIA, V.M.T. Growth and biochemical composition of the diatom *Chaetoceros* cf. *wighamii* brightwell under different temperature, salinity and carbon dioxide levels. I. Protein, carbohydrates and lipids. **Aquaculture**, v.246, p.405-412, 2005.
- ARTHUR, K.E et. al. Nutrient enrichment of the cyanobacterium *Lyngbya* spp.: Effect on growth, secondary metabolite concentration, and feeding by the specialist grazer *Stylocheilus striatus*. **Marine ecology progress series**, Vol. 394, p. 101–110, 2009.
- AZEVEDO, S. M. F. O.; BRANDÃO, C. C. S. Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano. **Brasília: Ministério da Saúde: Fundação Nacional de Saúde**. 2003.
- BADGER, M.R.; PRICE, G.D. e LONG, B.M. et al. The Environmental Plasticity and Ecological Genomics of the Cyanobacterial CO₂ Concentrating Mechanism. **Journal of Experimental Botany**, vol 57, p. 249-265, 2006.
- BAIRD, C.; CANN, M. **Química Ambiental**. 4.ed. Porto Alegre: Bookman, 2011.
- BARBOSA, F. A. R. **Variação diurna (24h) de parâmetros limnológicos básicos e da produtividade primária do fitoplâncton da lagoa Carioca-Parque Florestal do Rio Doce, MG, Brasil**. Tese de Doutorado. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1981.
- BEGON, Michael; TOWNSEND, Colin R.; HARPER, John L. **Ecologia: dos indivíduos ao ecossistema**. São Paulo: Artmed, 2007.
- BERRYMAN, Alan A. Limiting factors and population regulation. **Oikos**, v. 105, n. 3, p. 667-670, 2004.
- BORTOLI, Stella; PINTO, Ernani. Cianotoxinas: características gerais, histórico, legislação e métodos de análises. **Ecologia de reservatórios e interfaces**, p. 321-339, 2015.
- BOUVY, M et al. Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. **Aquatic Microbial Ecology**, vol.15, p. 122-164, 2000.
- BRASIL. Resolução CONAMA 357 de 17 de março de 2005. Brasília, DF, 2005.

BURSZTYN, M. **O poder dos donos**. Rio de Janeiro: Garamond, 2008.

CABRAL, João Batista Pereira. Estudo do processo de assoreamento em reservatórios. **Caminhos de Geografia**, v. 6, n. 14, 2005.

CAMACHO, A.; VICENTE, E.; MIRACLE, M. Ecology of a deep-living *Oscillatoria* (= *Planktothrix*) population in the sulphide-rich waters of a Spanish Karstic Lake. **Archiv fur Hydrobiologie**, Vol. 148, p. 333-355, 2000.

CÂMARA, Fabiana Rodrigues de Arruda. **Relação ecológica entre as comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica em reservatório eutrofizado durante período de pluviosidade atípica**. 2011. 134 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2011.

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, Ariane Silva et al. Análise da presença do fitoplâncton em bacia integrante do Projeto de Integração do Rio São Francisco, região semiárida, Nordeste brasileiro. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 2, 2017.

CARMICHAEL, W.W., EVANS, W.R., YIN, Q.Q., BELL, P. AND MOCAUKLOWSKI, E. Evidence for paralytic shellfish poisons in the freshwater cyanobacterium *Lyngbya wollei* (Farlow ex Gomont) comb. nov. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 63, p. 3104-3110, 1997.

CARPENTER, S.R. Eutrophication of aquatic ecosystems: Bistability and soil phosphorus. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 102, n. 29, p. 10002-10005, 2005.

CEARÁ. Secretaria dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará. **Volume armazenado do reservatório Jaburu I**. Fortaleza, 2019. Disponível em: < <http://www.hidro.ce.gov.br/>> .Acesso em: 13 Jan. 2019.

CHAPRA, S. C. **Surface water quality modeling**. McGraw-Hill, 1997.

CHOW, Christopher WK et al. The impact of conventional water treatment processes on cells of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. **Water Research**, v. 33, n. 15, p. 3253-3262, 1999.

CIRÉS, S.; BALLOT, A. A review of the phylogeny, ecology and toxin production of bloom-forming *Aphanizomenon* spp. and related species within the Nostocales (cyanobacteria). **Harmful Algae**, v. 54, p. 21-43, 2016.

CLARKE, K. Robert. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. **Australian journal of ecology**, v. 18, n. 1, p. 117-143, 1993.

CODD, G.A. et. al. Cyanobacterial toxins, exposure routes and human health. **European Journal of Phycology**, v. 34, n. 4, p. 405-415, 1999.

CONNELL, Joseph H. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. **Science**, v. 199, n. 4335, p. 1302-1310, 1978.

DATSENKO, Iouri Sergeevitch et al. Peculiaridades do processo de eutrofização dos açudes da região semiárida. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 20ª Feira Internacional de Tecnologias de Saneamento Ambiental, 3. ABES, 1999. p. 1-7.

DE OLIVEIRA FERNANDES, Valéria et al. Ecologia de cianobactérias: fatores promotores e consequências das florações. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n. 2, p. 247-258, 2009.

DE SENERPONT DOMIS, Lisette N.; MOOIJ, Wolf M.; HUISMAN, Jef. Climate-induced shifts in an experimental phytoplankton community: a mechanistic approach. **Hydrobiologia**, v. 584, n. 1, p. 403-413, 2007.

DELLAMATRICE, Priscila Maria 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.

DIAS, Janderson Brasil; HUSZAR, Vera LM. O papel dos traços funcionais na ecologia do fitoplâncton continental. **Oecologia Australis**, v. 15, n. 4, p. 799-834, 2011.

DOLMAN, Andrew M. et al. Cyanobacteria and cyanotoxins: the influence of nitrogen versus phosphorus. **PloS one**, v. 7, n. 6, p. e38757, 2012.

DORADOR, Cristina et al. Cyanobacterial diversity in Salar de Huasco, a high altitude saline wetland in northern Chile: an example of geographical dispersion? **Federation of European Microbiological Societies Microbiology Ecology**, v. 64, p. 419-432. 2008.

ELLIS, R.; SPOONER, T.; YAKULIS, R.. Regulation of Chlorophyll Synthesis in the Green Alga *Golenkinia*. **Plant Physiology**, v. 55, p. 791-795. 1975.

ESKINAZI-LEÇA, E.; KOENING, M. L.; SILVA-CUNHA, M. G. G.. Estrutura e Dinâmica da Comunidade Fitoplanctônica. In.: Oceanografia: Um cenário tropical / Org. por Eskinazi-Leça; Sigrid Neumann-Leitão; Mônica Ferreira da Costa. Recife: Bagaço. UFPE. Centro de Tecnologia e Geociências. Departamento de Oceanografia. p. 353 – 373. 2004.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

FIORUCCI, António Rogério; BENEDETTI FILHO, E. A importância do oxigênio dissolvido em ecossistemas aquáticos. **Química nova na escola**, v. 22, p. 10-16, 2005.

FRANCINI, R. E. I. S. et al. Avaliação da qualidade microbiológica de águas e superfícies de bebedouros de parques de Curitiba-PR. **Visão acadêmica**, v. 13, n. 1, 2012.

GERVAIS, F. D. Vertical migration of *Cryptomonas* and *Chromatium* in the deep chlorophyll maximum of a eutrophic lake. **Journal of Plankton Research**, v. 19, p. 533-550, 1997.

GREEN, Mark B.; FINLAY, Jacques C. Patterns of hydrologic control over stream water total nitrogen to total phosphorus ratios. **Biogeochemistry**, v. 99, n. 1-3, p. 15-30, 2010.

GUIRY, M. D.; GUIRY, G. M. AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org>, 2018.

HAMMER, Ř.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis–Palaeontol. Electron. 4: 9pp. 2001.

HONGYU, K. **Comparação do GGE-biplot ponderado e AMMI-ponderado com outros modelos de interação genótipo × ambiente.** 2015.155p. Tese (Doutorado em Estatística e Experimentação agrônômica) -Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2015.

HUTCHINSON, G.E. Concluding remarks. **Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology**, v. 22, p. 415-427. 1957.

IRFANULLAH, H. M.; MOSS, B. Ecology of Dictyosphaerium pulchellum Wood (Chlorophyta, Chlorococcales) in a shallow, acid, forest lake. **Aquatic Ecology**, vol. 40, p. 1-12, 2006.

JARDIM, F. A.; VON SPERLING, E.; JARDIM, B. F. M.; ALMEIDA, K. C. B. Fatores determinantes das florações de cianobactérias na água do Rio Doce –Minas Gerais –Brasil. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 19, n 3, p. 207-218, 2014.

JUNQUEIRA-MELGAÇO, M. 2007. 64 p. Efeitos da disponibilidade de luz e limitação de nutrientes sobre a competição entre cepas de *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Microcystis aeruginosa*. Tese (Mestrado em Ecologia)- Departamento de Biologia, Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora ,2007.

KIRKWOOD, A. E. et al. Cyanobacterial diversity and halotolerance in a variable hypersaline environment. **Microbial Ecology**, v. 55, p. 453–465, 2008.

KONOPKA, A.. Influence of Temperature, Oxygen, and pH on a Metalimnetic Population of *Oscillatoria rubescens*. **Applied and environmental microbiology**, v. 42, p. 1102 -108, 1981.

KREBS, C.J. **Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance.** San Francisco: Benjamin Cummings, 2009.

LEMOS-FILHO, J. P. de. Fotoinibição em três espécies do cerrado (*Annona crassifolia*, *Eugenia dysenterica* e *Campomanesia adamantium*) na estação seca e na chuvosa. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 23, n. 1, p. 45-50, 2000.

LI, R. et al. First report of the cyanotoxins cylindrospermopsin and deoxycylindrospermopsin from *Raphidiopsis curvata* (Cyanobacteria). **Journal of Phycology**, v. 37, p. 1121–1126. 2001.

LIBÂNIO, Marcelo. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água.** Campinas: Átomo, 2008.

LOPES, João de Magalhães. **Avaliação experimental da capacidade competitiva de *Oocystis lacustris* (Chlorophyceae), *Microcystis viridis* (Cyanobacteria) e *Cryptomonas erosa* (Cryptophyceae) em diferentes razões Nitrogênio: Fósforo, com ênfase nas suas**

inter-relações. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Programa de pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2003.

LÜRLING, Miquel; VAN GEEST, Gerben; SCHEFFER, Marten. Importance of nutrient competition and allelopathic effects in suppression of the green alga *Scenedesmus obliquus* by the macrophytes *Chara*, *Elodea* and *Myriophyllum*. **Hydrobiologia**, v. 556, n. 1, p. 209-220, 2006.

MACHADO, L. S. et. al. Fatores ambientais relacionados à ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas no reservatório de Guarapiranga, SP, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, vol. 11, n. 4, p. 810 -818, 2016.

MANAHAN, Stanley E. **Química ambiental**. [S.l.]: Bookman Editora, 2016.

MARGALEF, Ramon. Life-forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environment. **Oceanologica acta**, v. 1, n. 4, p. 493-509, 1978.

MARINO, Ligia. Relação entre clorofila-a e cianobactérias no estado de São Paulo. **Revista DAE**, p. 34-43, 2017.

MENEZES, M. & NOVARINO, G. How diverse are planktonic cryptomonads in Brazil? Advantages and difficulties of a taxonomic-biogeographical approach. **Hydrobiologia**, vol. 502, p. 297-306, 2003.

METCALF, Leonard; EDDY, Harrison P. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. [S.l.]: McGraw Hill, 2015.

MOURA, Ariadne do Nascimento et al. Co-occurrence of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenaya & Subba Raju and *Microcystis panniformis* Komárek et al. in Mundaú reservoir, a semiarid Brazilian ecosystem. **Acta Limnologia Brasiliensia**, v. 27, n. 3, p. 322-329, 2015.

MUR, L. R. Some aspects of the ecophysiology of cyanobacteria. **Annales de l'Institut Pasteur / Microbiologie**, Vol. 134, Issue 1, Supplement B, p. 61-72. 1983.

NASSAR, M. Z. A.; GHARIB, S. M. Spatial and temporal patterns of phytoplankton composition in Burullus Lagoon, Southern mediterranean coast, Egypt. **Egyptian Journal of Aquatic Research**, v. 40, n. 2, p. 133-142, 2014.

ODUM, E. P. **Fundamentos de Ecologia**. 7. ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 2004.

ODUM, Eugene P. **Fundamentals of ecology**. Philadelphia: Saunders, 1971.

OLIVEIRA, Jurandi Gonçalves de; ALVES, Pedro Luis CA; MAGALHÃES, Antonio Celso. The effect of chilling on the photosynthetic activity in coffee (*Coffea arabica* L.) seedlings: The protective action of chloroplastid pigments. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, v. 14, n. 2, p. 95-104, 2002.

OLIVEIRA, R. **Família scenedesmaceae (chlorophyceae, sphaeropleales) no estado de Goiás: biodiversidade e distribuição geográfica.** 120 f. 2015. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Vegetal) - Instituto de Ciências Biológicas (ICB), Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2015.

PADISÁK, Judit. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju, an expanding, highly adaptive cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. **Archiv Für Hydrobiologie Supplementband Monographische Beitrage**, v. 107, n. 4, p. 563-593, 1997.

PAERL, H.W. et al. Co-occurrence of dinoflagellates and cyanobacteria harmful algal blooms in southwest Florida coastal waters: A case for dual nutrient (N and P) input controls. **Marine ecology progress series**, vol. 371, p. 143-153, 2008.

PAERL, H.W.; HALL, N.S.; CALANDRINO, E.S. Controlling harmful cyanobacterial blooms in a world experiencing anthropogenic and climatic-induced change. **Science of the Total Environment**, v. 409, p. 1739–1745, 2011.

PANOSSO, Renata et al. Cianobactérias e cianotoxinas em reservatórios do estado do Rio Grande do Norte e o potencial controle das florações pela Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 3, p. 433-449, 2007.

PERONI, Nivaldo; HERNÁNDEZ, Malva Isabel Medina. **Ecologia de populações e comunidades.** Florianópolis: Universidade Aberta do Brasil, 2011.

PRÉZELIN, B. Light reactions in photosynthesis. **Physiological bases of phytoplankton ecology**, p. 1-43, 1981.

QUEIROZ, Patrícia Campos de Arruda. **Fatores que influenciam na dominância e das variações morfológicas de populações de *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju e *Planktothrix agardhii* (Gomont) *Anagnostidis* and Komárek, em reservatórios localizados no trópico semiárido - Nordeste do Brasil.** 2015.113 f. Tese (Doutorado em Botânica)- Programa de Pós-Graduação em Botânica, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2015.

RAVEN, John A. Interactions between nitrogen and phosphorus metabolism. **Annual Review of Plant Biology**, v. 48, p. 187-214, 2015.

REGAZZI, A.J. Análise multivariada, notas de aula INF 766, Departamento de Informática, Universidade Federal de Viçosa, v.2, 2000.

REYNOLDS, C. et al. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, vol. 24. p. 417-42. 2002.

REYNOLDS, C.S. **Ecology of Phytoplankton.** Cambridge: Editora Cambridge, 2006.

SANTOS, Paulo Vagner dos. **Interação entre *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Microcystis aeruginosa*: implicações no crescimento de culturas e na produção de microcistinas.** 2009. 94 f. Tese (Mestrado em Hidráulica e Saneamento), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.

SEVERO, Márcio Garcia et al. **Valoração do efluente da parbolização por Aphanothece microscópica Nägeli**. Salão de iniciação Científica (14.: 2002: Porto Alegre, RS). Livro de resumos. Porto Alegre: UFRGS, 2002.

SPEARS, Bryan M. et al. Variation in chlorophyll a to total phosphorus ratio across 94 UK and Irish lakes: implications for lake management. **Journal of environmental management**, v. 115, p. 287-294, 2013.

SPINDLER, Giselle. **Estabilidade da estatística R sob condições de desbalanceamento na ANOSIM**. 2013. 62 f. Monografia (Graduação em Estatística) – Instituto de Matemática, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2013.

STRYER, L. **Biochemistry**. New York: W. H. Freeman and Company, 4ª edição, 1995.

TORGAN, Lezilda Carvalho; PILLAR, V. D.; NIENCHESKI, L. F. Phytoplankton associations of a coastal lagoon in south of Brazil. **Journal of Coastal Research**, SI 39, p. 1149-1151, 2006.

TOWNSEND, Colin R.; BEGON, Michael; HARPER, John L. **Fundamentos em ecologia**. [S.l.]: Artmed Editora, 2009.

TRIOLA, Mário. **Introdução à Estatística-Atualização da Tecnologia**, 11ª edição. Rio de Janeiro: LTC, 2013.

TUCCI, Andréa et al. Checklist of Cryptophyceae from São Paulo State, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 11, p. 143-155, 2011.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. . **Limnologia**. São Paulo: Oficina dos textos, 2008.

VEIGA, Bruno Victor. **Fatores intervenientes na dinâmica do fósforo em ambientes lênticos-investigação sobre o Reservatório de Alagados no Estado do Paraná**. 112f. 2010. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, São Paulo, Universidade de São Paulo, 2010.

WANG, L. et al. Allelopathic effects of *Microcystis aeruginosa* on green algae and a diatom: Evidence from exudates addition and co-culturing. **Harmful Algae**, v. 61, p. 56-62, 2017.

WEHR, John D.; SHEATH, Robert G.; KOCIOLEK, J. Patrick (Ed.). **Freshwater algae of North America: ecology and classification**. [S.l.]: Elsevier, 2015.

WERNER, P. & KÖHLER, J.. Seasonal Dynamics of Benthic and Planktonic Algae in a Nutrient-Rich Lowland River (Spree, Germany). **International Review of Hydrobiology**, v.90, p. 1-20, 2005.

WETZEL, R. G. **Limnology: lake and river ecosystems**. San Diego: Academic Press, 3ª edição, 2001.

WETZEL, R.G. **Limnologia**. Lisboa: Fundação Calouste Goulbekian, 1993.

WIEDNER, C.; VISSER, P. M.; FASTNER, J.; METCALF, J. S.; CODD, G. A.; LUUC R. MUR. Effects of light on the microcystin content of microcystisstrain PCC7806. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 69, p. 1475-1481, 2003.

YEMA, L. et al.. The role of heterocytes in the physiology and ecology of bloom-forming harmful cyanobacteria. **Harmful Algae**, vol. 60, p. 131–138, 2016.