



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
MESTRADO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL**

FLÁVIA MORGANA MONTEIRO

**PRESENÇA DE MACRÓFITAS SUBMERSAS ALTERA A DINÂMICA DO
FITOPLÂNCTON EM RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO?**

**CAMPINA GRANDE
2016**

FLÁVIA MORGANA MONTEIRO

**PRESENÇA DE MACRÓFITAS SUBMERSAS ALTERA A DINÂMICA DO
FITOPLÂNCTON EM RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO?**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito para obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental.

Área de concentração: Qualidade de Sistemas Ambientais

Orientador: Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa

Coorientadora: Prof^ª. Dr.^a. Janiele França Nery

**CAMPINA GRANDE
2016**

É expressamente proibida a comercialização deste documento, tanto na forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano da dissertação.

M775p Monteiro, Flávia Morgana.
Presença de macrófitas submersas altera a dinâmica do fitoplâncton em reservatórios do Semiárido? [manuscrito] / Flávia Morgana Monteiro. - 2016.
59 p. : il. color.

Digitado.
Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 2016.
"Orientação: Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa, Departamento de Ciências Biológicas".
"Co-Orientação: Profa. Dra. Janiele França Nery".

1. Limnologia. 2. Comunidades aquáticas. 3. Fitoplâncton.
4. Macrófitas. I. Título.

21. ed. CDD 577.6

FLÁVIA MORGANA MONTEIRO

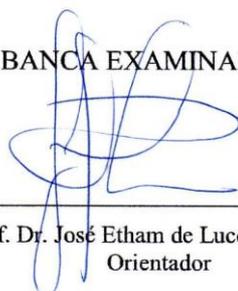
**PRESENÇA DE MACRÓFITAS SUBMERSAS ALTERA A DINÂMICA DO
FITOPLÂNCTON EM RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO?**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito para obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental.

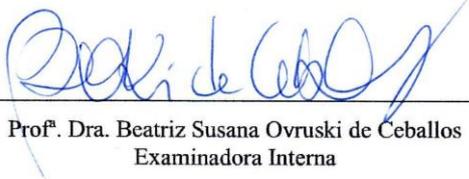
Área de concentração: Qualidade de Sistemas Ambientais

Aprovada em: 27/06/2016.

BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa
Orientador



Prof.ª. Dra. Beatriz Susana Ovruski de Ceballos
Examinadora Interna



Prof.ª. Dra. Maria Cristina Basílio Crispim da Silva
Examinadora Externa

Aos meu pais, José e Maria, que sempre lutaram para proporcionar o melhor para mim, sem nunca perder a responsabilidade e o amor, DEDICO.

AGRADECIMENTOS

Momento muito especial para mim poder escrever os agradecimentos da minha dissertação, isto me remete a recordações que vão desde a minha adolescência até pensar em como será o meu futuro.

No dia 22 de novembro de 2004, ao ir fazer consulta médica de “rotina”, descobri que estava grávida, no momento o mundo desabou sobre mim. Veio à minha mente: o que vai ser de mim agora? E meus pais? Qual será reação dos meus pais? Meus irmãos ainda vão me ter como irmãos? Mesmo sabendo que filhos são anjos mandados por Deus, para estar ao nosso lado, mas temia ser expulsa de casa por eles. Então, saindo do consultório médico (junto à minha mãe), fui diretamente para casa dar a notícia a meu pai e meus irmãos. Chegando lá a coragem me faltou, e minha mãe foi quem deu a notícia: Luciano (meu Pai), Morgana está grávida! Ao ficar sabendo meu pai teve uma atitude linda: Abraçou-me e disse: filha se pra você não faltou nada, pode ter certeza para seu filho não faltará! E meus irmãos também me abraçaram e me deram todo apoio que precisava naquele momento.

Nessa época, eu fazia a 8ª série, e o primeiro conselho que meu irmão Marciano me deu foi: Morgana, você está grávida, filho é uma benção, e não há motivos para parar de estudar, muito pelo contrário agora que você tem um filho, você deve estudar para dar o futuro melhor para essa criança. Da mesma forma eu fiz, não parei meus estudos. E assim, ... dia 18 de janeiro de 2005, minha vida mudou completamente, pois veio ao mundo meu príncipe KAIO, um tesouro da minha vida, dono de um amor incondicional!

No mesmo ano em que Kaio nasceu, cursei o 1º do ensino médio numa escola estadual no município de Queimadas, dei preferência a estudar nessa escola, porque ficava mais próximo da minha casa, e caso precisasse ir amamentar era bem pertinho. Sendo que nessa escola, passei seis meses sem professor de biologia, e quatro meses sem professor de química, ou seja, o ensino estava muito precário. E como sempre fui uma aluna dedicada, e vi que meu filho não atrapalharia em nada, muito pelo contrário, ele me dava/e dar forças para procurar o melhor pra nós, resolvi cursar o 2º ano do ensino médio em Campina Grande, na Escola Elpídio de Almeida, mais conhecida por Estadual da Prata.

No mês de fevereiro as aulas começaram... para eu estudar em Campina Grande, saía de casa às 05:30 e chegava às 13:00, mas tudo isso pra mim era muito bom, pois sabia que estava procurando um futuro melhor pra mim e para os meus. Lembro-me que todos os dias ao sair ele (Kaio) acordava logo cedo comigo, pois antes de sair ele me dava um abraço e quando saía ficava a me olhar nos braços da minha irmã (Manuela).

Na primeira prova de matemática, tirei nota 3,0. Isso me deixou bastante preocupada, e como precisava recuperar chamei o Yuri (Pai de Kaio) para me acompanhar nas aulas de reforço que eram realizadas à noite, e ele negou, disse que não me acompanharia, e que muito menos eu iria. Ao chegar em casa, e falar da atitude que ele teve, meu irmão Marciano falou que eu não deixasse de ir para aula de reforço, que isso é um dos degraus para a construção do meu futuro. E mais uma vez segui os conselhos de meus pais e irmãos, e fui para a aula de reforço. E, isso foi o “motivo” do fim do relacionamento. Kaio tinha apenas um ano quando seu pai nos deixou, mas ergui a cabeça e foquei nos estudos. E a vitória veio logo em seguida, no meu primeiro vestibular fui aprovada no curso de Ciências Biológicas, e para alegria ser maior foi na primeira entrada.

No ano de 2008, comecei a cursar Ciências Biológicas na UEPB, curso maravilhoso, onde tive a oportunidade de conhecer professores maravilhosos, além de amigos que levo comigo para o resto da minha vida. E foi aí que conheci duas professoras, que as admiro, e tenho um grande apreço por elas: Sandra Maria Silva e Janiele França Nery.

Duas pessoas de personalidades diferentes, mas cada uma com seu jeito peculiar, e que aceitaram me orientar no desenvolvimento do trabalho de conclusão de curso. Lembro-me

quando fui falar com a Professora Sandra e ela aceitou me orientar, e já me chamou para ter aulas de identificação de zooplâncton com ela. Porém, meu forte não foi o zooplâncton, para mim todos eram uma só espécie (rsrsrs). E foi aí que Jany, sugeriu eu trabalhar com identificação de algas, e aí sim, me apaixonei pelo fitoplâncton, como não gostar das diversas morfologias que encontramos, cada uma mais linda que a outra, e me tornei uma **fitogirl**, como diz o professor Etham.

Terminei a graduação em 2012, e fiz a prova de mestrado, porém não consegui obter sucesso na nota. Mas mesmo assim, não desisti, continuei a tentar, e no final do ano de 2013, para honra e glória do senhor, fui aprovada no Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental para a turma 2014.1.

Aqui ressalvo que a caminhada na busca dos meus objetivos foi longa e nela encontrei alguns obstáculos que jamais seriam superados se não existissem a fé em Deus, os familiares, amigos e profissionais para que se alcance a vitória. A estes os meus sinceros agradecimentos:

A UEPB em especial o PPGCTA e ao Laboratório de Ecologia Aquática (LEAQ) pela logística e estrutura oferecidas para realização deste trabalho.

Ao professor Dr^o José Etham, minha eterna gratidão pela confiança, respeito, compreensão, dedicação, sempre disposto a partilhar valiosos ensinamentos que acrescentaram muito na minha vida profissional. Muito obrigada por tudo que você representa e por todo conhecimento adquirido nesta jornada.

Em especial quero agradecer a Jany, por ter dado a oportunidade de conhecer o "mundo das algas", sendo a peça fundamental nessa caminhada, por todo apoio desde a graduação, pelas dúvidas esclarecidas e todos os conselhos para a elaboração do trabalho, obrigada Jany!

Desde 2011, quando comecei a fazer parte do LEAQ, venho conhecendo pessoas maravilhosas, além dos professores Sandra Maria, Janiele e Etham, conheci amigos que os levarei comigo para o resto da minha vida: Camila, Daianne Porto, Daniele Jovem, Daniela Régis, Dayany Aguiar, Deysielly Lima, Evaldo Azevedo, Gleydson, Iara, Larissa Macena, Maria José (Shakira), Milena Nunes, Patrícia Cruz, Paulo Roberto, Vanessa, Leandro Gomes, Ranielle Daiana, Rosa Maria, Silvia Yasmin, e tantos outros que no dia-a-dia foi importantíssimos pra mim, a alegria de todos os dias, os sorrisos, auxílio nas coletas, análises químicas, enfim obrigado por tudo!!

Adriano, meu muito obrigado pelo auxílio nas análises químicas!

E foi no LEAQ que conheci uma pessoa tão especial, você Gustavo! Uma pessoa incrível (tem seus momentos de chatices rsrsrs), mas agradeço pela presença constante, incentivo, compreensão e por todos os momentos que você segurou em minhas mãos para que não desistisse dos meus objetivos, não tenho nem palavras para agradecer por tudo que você fez e faz desde quando nos conhecemos até hoje, espero poder compartilhar contigo muitos momentos de aprendizado. Obrigada por ser peça fundamental na minha vida! Também não poderia deixar de agradecer a seus Pais (Seu Eraldo e Dona Fátima) e a Nathália, por me proporcionar momentos maravilhosos ao lado de vocês e por todo carinho para comigo, saibam que tenho um carinho enorme por vocês!!!

O papel dos funcionários também foi muito especial.... Eles transformaram a rotina dos dias de estudo menos cansativa e trouxeram-me estímulo e alegria de prosseguir. Agradeço a Dona Marilene e Edilma pelos cafezinhos todas as manhãs, pelos minutos de conversas, pelo carinho que têm por mim! Por aqui, não podia passar despercebido os motoristas Sr. Nino e Weliton (Capitão América rsrs) Quantas histórias cultivamos nestes dois anos.... Sentirei saudades.

Mas como seria chegar até aqui sem o apoio da minha família? Aos meus pais José (Luciano) e Maria, e meus irmãos (Marciano, Manuela e Marlon) pelo esforço que depositaram durante toda minha vida acadêmica, sempre ensinando que o melhor caminho a

ser seguido está nos estudos, serei eternamente grata!!! Por compreender que minha ausência em alguns momentos foi essencial para a minha caminhada. Agradeço imensamente a vocês por tudo que fazem por mim! AMO VOCÊS!!!

Ao meu amado filho KAIO, minha fonte de inspiração à procura do aprendizado. Razão da minha vida!

Obrigada as minhas cunhadas Laysa Costa, Kaline Silva e sua mãe (Anastácia), pelo incentivo de sempre!

À minha princesa Hannah Sophie, tia te ama!

Para todos que diretamente ou indiretamente colaboraram para a concretização deste trabalho, os meus sinceros agradecimentos.

E finalmente, agradeço ao meu amado Pai Celestial, obrigada por minha fé e confiança, pela força que me fez continuar e chegar até aqui. Obrigada pelas oportunidades que apareceram e entrego a ti a próxima etapa da caminhada.

“A natureza criou o tapete sem fim que recobre a superfície da terra. Dentro da pelagem desse tapete vivem todos os animais, respeitosamente. Nenhum o estraga, nenhum o rói, exceto o homem.”

RESUMO

O objetivo deste estudo foi identificar os efeitos da vegetação aquática sobre a dinâmica da comunidade fitoplanctônica. Tendo como hipótese: Presença de macrófitas submersas resulta em alterações nas concentrações de nutrientes, que conseqüentemente altera a dinâmica da comunidade fitoplanctônica em reservatórios do semiárido. Para melhor compreensão desses processos, buscou responder as seguintes perguntas: Quais variáveis ambientais podem melhor explicar a variação na dinâmica desses produtores? Existe competição entre a comunidade fitoplanctônica e as macrófitas submersas? As cianobactérias liberam ou inibem a produção de toxinas sob a presença de macrófitas submersas? Foram realizadas coletas mensais nos reservatórios Argemiro de Figueiredo (7°36'51,48''S, e 35°33'1,66''W) – este com ausência de plantas aquáticas, e Epitácio Pessoa (7°29'20''S e 36°17'3''W) – com presença de macrófitas submersas, ambos localizados no semiárido brasileiro. As condições hidrológicas dos reservatórios, apresentaram-se bastante distintas durante o período amostral (PsF = 62, 27; $p < 0,05$). Os sistemas estudados apresentaram águas quentes, acima de 22°C, e aumento do pH ao longo dos meses. A comunidade fitoplanctônica nos reservatórios estudados foi representada por 97 táxons agrupados em 5 grupos taxonômicos: Cianobacteria (31%), Bacillariophyceae (29%), Chlorophyceae (20%), Euglenophyceae (11%), Zygnemaphyceae (9%). Destes táxons, 56 foram comuns aos dois ambientes, 39 foram exclusivos do ambiente com macrófitas, e 2 do ambiente sem macrófitas. Os maiores valores de biovolume fitoplanctônico foram observados para o reservatório com ausência de plantas aquáticas. Foi observado que as plantas submersas podem atuar na determinação das condições limnológicas do ecossistema, visto que o crescimento destas possibilita a redução da turbidez, uma vez que, densos bancos de macrófitas limitam a ressuspensão do sedimento e restringem a abundância do fitoplâncton, além disso processos de competição por nutrientes entre estas comunidades podem restringir o desenvolvimento do fitoplâncton. A relação cianobactérias/macrófitas, deu-se de tal forma, que quanto menor o biovolume algal, maior é a biomassa vegetal e concentração de toxina, assim, as macrófitas inibe o desenvolvimento do fitoplâncton, porém, estimula o processo de liberação de toxina.

Palavras-Chave: Limnologia. Comunidades aquáticas. Fitoplâncton. Macrófitas.

ABSTRACT

The aim of this study was to identify the effects of aquatic vegetation on the dynamics of phytoplankton community. The hypothesis: Presence of submersed aquatic results in changes in nutrient concentrations, which in turn alters the dynamics of the phytoplankton community in semiarid reservoirs. To better understand these processes, we sought to answer the following questions: What environmental variables can better explain the change in the dynamics of these producers? There is competition between phytoplankton community and the submersed aquatic? Cyanobacteria release or inhibit the production of toxins in the presence of submersed aquatic? Monthly collections were made in Argemiro reservoirs Figueiredo (7°36'51,48 "S, and 35°33'1,66"W) - this with the absence of aquatic plants, and Pessoa (7°29'20 "S and 36°17'3 "W) - with the presence of submersed aquatic, both located in the Brazilian semiarid region. The hydrological conditions of the reservoirs had to be quite different during the sample period (62 psf = 27; p <0.05). The systems studied had hot water above 22 ° C and pH increase over months. The phytoplankton community in both reservoirs was represented by 97 taxa grouped in five taxonomic groups: cyanobacteria (31%), Bacillariophyceae (29%), Chlorophyceae (20%), Euglenophyceae (11%), Zygnemaphyceae (9%). Of these taxa, 56 were common to both environments, 39 were unique environment with weeds, and 2 without aquatic environment. The largest biovolume phytoplankton values were observed for the tank with the absence of aquatic plants. It was observed that the underwater plants can act in determining the limnologic conditions of the ecosystem, because the growth of these enables the reduction of turbidity, since dense banks macrophytes limited resuspension of the pellet and limit the abundance of phytoplankton further processes competition for nutrients between these communities may restrict the development of phytoplankton. The relationship cyanobacteria / macrophytes took place in such a way that the lower algal biovolume, higher plant biomass and toxin concentration thus macrophytes inhibits the growth of phytoplankton, but stimulates the process of toxin release.

Keywords: Limnology. Aquatic communities. Phytoplankton. Macrophytes.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1 – Localização dos reservatórios Epitácio Pessoa (A) e Argemiro de Figueiredo (B) com os transectos (—) e suas estações (●) de coleta de dados 26
- Figura 2 – Variação das concentrações de Amônio (A) e Nitrato (B) nas estações fluvial e lacustre dos reservatórios com ausência e presença de macrófitas no período de outubro/2014 à julho/2015..... 32
- Figura 3 – Variação das concentrações de Fósforo Total (PT) nas estações fluvial e lacustre dos reservatórios com ausência e presença de macrófitas no período de outubro/2014 à julho/2015..... 33
- Figura 4 – Biovolume total (A) e biovolume dos grupos fitoplanctônicos dos reservatórios com ausência e presença de macrófitas no período de outubro/2014 à julho/2015..... 35
- Figura 5 – Espécies de macrófitas submersas (A) *Ceratophyllum demersum* e (B) *Egeria densa* coletadas no reservatório em estudo..... 36
- Figura 6 – Variação da cobertura de macrófitas submersas (PVI) no reservatório no período de Outubro/2014 a Julho de 2015..... 37
- Figura 7 – Modelo Esquemático representativo das correlações observadas por meio do teste de Mantel, para as comunidades aquáticas dos reservatórios com ausência (A) e presença (B) de macrófitas. As linhas cheias representam relações significativas e as pontilhadas não significativas..... 38
- Figura 8 – Concentração de MCYST na água dos reservatórios com ausência e presença de macrófitas no período de Outubro/2014 a Julho/2015..... 39

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1 – Valores médios e desvio padrão das variáveis abióticas dos reservatórios Argemiro de Figueiredo (Ausência de Macrófitas) e Epitácio Pessoa (Presença de Macrófitas), no período de outubro/2014 à julho/2015.....
31
- Tabela 2 – Relação de táxons fitoplancônicos genéricos e infragenéricos identificados nos reservatórios Argemiro de Figueiredo (com ausência de macrófitas aquáticas) e Epitácio Pessoa (com presença de macrófitas submersas) no período de Outubro de 2014 à Julho de 2015..... 56

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

°C	Temperatura
E1	Estação à montante
E2	Estação lacustre
LEAq	Laboratório de Ecologia Aquática
MBFC	Classificação funcional baseado na morfologia
MCYST	Microcistina
MS	Ministério da Saúde
N-NH ₄	Amônio
N-NO ₃	Nitrato
NT	Nitrogênio total
OD	Oxigênio dissolvido
PPGCTA	Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental
PSR	Fósforo Solúvel Reativo
PT	Fósforo total
PVI	Volume de colonização
S	Superfície
VMP	Valor máximo permitido
Zc	Zona de compensação
Zeu	Zona eufótica
Zmax	Zona afótica

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	14
2. OBJETIVOS	17
3. REVISÃO LITERÁRIA	18
3.1 Reservatórios	18
3.2 Processo de Eutrofização em Reservatórios	18
3.3 Comunidade aquáticas: fitoplâncton e macrófitas	19
3.4 Interação fitoplâncton e macrófitas submersas	22
4. METODOLOGIA	22
4.1 Área de Estudo	24
4.2 Estações e Períodos de Amostragens	25
4.3 Coleta de água para análises físico-químicas	25
4.4 Coleta de Macrófitas	26
4.5 Coleta de água para análise do fitoplâncton e cianobactérias	26
4.6 Coleta de água para análise de Microcistina-LR	28
4.7 Tratamento Estatístico dos Dados	28
5. RESULTADOS	29
6. DISCUSSÕES	38
7. CONCLUSÃO	44
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	45
ANEXO A	56

1 INTRODUÇÃO A água é um bem essencial à vida, dotada de valor econômico, cumpre seu ciclo global a partir das precipitações, retornando à atmosfera através da evaporação de corpos de água e de processos de transpiração. Os componentes hidrológicos deste ciclo se distribuem irregularmente entre as diversas regiões do planeta. Dentre as regiões submetidas a cenários de escassez de água se destacam as zonas semiáridas, sujeitas à chuvas de distribuição irregular, no tempo e no espaço, produzindo períodos de estiagem aguda, e ao mesmo tempo, concorrendo para eventos de enchentes (GHEYI *et al.*, 2012).

O semiárido brasileiro possui uma gama de características climáticas e geomorfológicas que tornam esta área distinta de outras regiões áridas e semi-áridas nos trópicos. Estas características são: 1) a elevada variação espacial e temporal da precipitação, 2) baixa amplitude térmica com temperaturas superiores à 25 °C durante todo o ano, 3) alto potencial de evapotranspiração, levando a um déficit no balanço hídrico durante, pelo menos, nove meses do ano, 4) solos rasos e mal estruturados 5) captação de drenagem caracterizados por córregos e rios intermitentemente e 6) cobertura vegetal decidual, denominado Caatinga (BARBOSA *et al.*, 2012).

Uma das principais formas de armazenar água nessas regiões, consiste na construção de reservatórios, sendo estes fundamentais para a ocupação e desenvolvimento de atividades, dentre elas o abastecimento humano, irrigação, recreação, pesca e pecuária (FREITAS, 2011; SILVA, 2013). Porém, o uso múltiplo da água de forma desordenada tem afetado a qualidade e quantidade de água disponível, o que provoca alterações de habitats, da biodiversidade, da pesca comercial e esportiva (TUNDISI & TUNDISI, 2008).

Entre os principais problemas decorrentes do mau uso da água que afetam os corpos hídricos da região semiárida brasileira, estão: a eutrofização, ocasionada pelo aumento do nitrogênio e fósforo no ambiente aquático, a salinização, decorrente das características hidrogeológicas, climáticas ou manejo inadequado do corpo hídrico e a contaminação por efluentes, agrotóxicos, metais pesados ou outros dejetos (ARAÚJO *et al.*, 2009; SILVA, 2013).

O processo de eutrofização interfere nas características físicas e químicas da água e, conseqüentemente, ocorrem profundas modificações qualitativas e quantitativas nas comunidades aquáticas (FERREIRA *et al.*, 2005; QUEIROZ, 2009). Devido a sobrecarga de nutrientes, a eutrofização leva à deterioração de muitos ecossistemas aquáticos (CARPENTER *et al.*, 1998;. CARPENTER, 2008), e diversos problemas são induzidos, tais como a proliferação de algas tóxicas, perda de oxigênio, mortandade de peixes, perda de

biodiversidade, além da perda de bancos de plantas aquáticas (SMITH & SCHINDLER, 2009).

Os efeitos mais comuns de eutrofização são aumentos excessivos na produtividade e biomassa de algas ou macrófitas. Os aumentos excessivos da produtividade e biomassa de algas formam “blooms” responsáveis por causar vários impactos negativos na qualidade da água, como redução dos teores de oxigênio dissolvido e valores de transparência, produção de toxinas e odores, porém esses problemas afetam a segurança de abastecimento de água urbana, ameaçam a sustentabilidade do ecossistema aquático, além de pôr em perigo a saúde humana a longo tempo (CONLEY *et al.*, 2009; HU *et al.*, 2014).

Assim como o fitoplâncton, condições de enriquecimento da água favorecem a proliferação de macrófitas, com maior destaque para as plantas flutuantes e submersas que assimilam nutrientes disponíveis na água diretamente pelas raízes imersas (MOSS, 2001). Logo, cada comunidade de produtor primário modifica as condições físicas e químicas da coluna de água e do sedimento, assim como a estrutura dos herbívoros, consumidores primários e secundários (TRINDADE *et al.*, 2011).

Segundo Scheffer (*et al.*, 1993), em ambientes aquáticos, a estabilidade entre as comunidades é determinada pelos níveis de nutrientes. Uma vez que, o incremento na disponibilidade de nutrientes diminui a limitação por nutrientes, possibilitando o aumento da produtividade fitoplanctônica e perifítica. O maior desenvolvimento da biomassa do fitoplâncton resulta no aumento da turbidez e o acréscimo na biomassa epifítica e perifítica pode acarretar em redução na performance das macrófitas submersas, (FONSECA, 2008; FERREIRA, 2009; KISSOON *et al.*, 2013), através da interceptação de luz e nutrientes que seriam absorvidos pelas plantas aquáticas (PHILLIPS *et al.*, 1978; RUESINK, 1998). O fitoplâncton pode ainda, gerar condições de elevado pH e oxigênio dissolvido, exacerbando assim a depleção de carbono inorgânico e elevado oxigênio dissolvido criado pelas próprias macrófitas, reduzindo assim, a capacidade fotossintética das plantas aquáticas (JONES *et al.*, 2000), resultando na mudança de águas oligotróficas para eutróficas.

Nos ecossistemas aquáticos do semiárido, o aumento das concentrações de nutrientes como nitrogênio e fósforo, tornou-se um dos fatores mais agravantes, que tem favorecido o maior crescimento e desenvolvimento acelerado de cianobactérias (VASCONCELOS *et al.*, 2011; BARBOSA *et al.*, 2012), que conseqüentemente impedem a penetração de luz na coluna de água, o que acarretam à diminuição da produtividade das espécies de macrófitas submersas (WETZEL, 1983; ESTEVES, 1998; ESTEVES, 2011).

Logo, entender os processos de interação entre macrófita/ fitoplâncton, pode fornecer informações sobre o estado em que se encontram os ecossistemas aquáticos, além de subsidiar em ações de manejo e conservação desses sistemas. Diante disso, buscou-se responder as seguintes questões: (I) Quais variáveis ambientais podem melhor explicar a variação na dinâmica desses produtores? (II) Existe competição entre a comunidade fitoplanctônica e as macrófitas submersas? (III) As cianobactérias liberam ou inibem a produção de toxinas sobre a presença de macrófitas submersas? Tendo como hipótese: a presença de macrófitas submersas resulta em alterações nas concentrações de nutrientes, que conseqüentemente altera a dinâmica da comunidade fitoplanctônica em reservatórios do semiárido.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Caracterizar a estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica de dois reservatórios de acordo com a presença e ausência de macrófitas submersas.

2.2 Objetivos Específicos:

- Identificar quais variáveis ambientais explicam a variação da dinâmica dos produtores;
- Verificar se existe competição entre a comunidade fitoplanctônica e as macrófitas submersas;
- Analisar em escala de laboratório, a presença de microcistina-LR, na água dos reservatórios com presença e ausência de macrófitas.

3 REVISÃO LITERÁRIA

3.1 Reservatórios

As barragens, represas ou reservatórios são considerados como lagos artificiais, pois são originários de uma barreira construída num rio para a retenção de água, destinada à geração de energia elétrica, abastecimento de cidades, indústrias, irrigação, navegação, pesca, recreação e regularização dos cursos d'água, além de servir ainda como elemento importante no desenvolvimento de diversas atividades da bacia hidrográfica (TUNDISI *et al.*, 2006; DIAS, 2009; SANTOS, 2014).

A formação do reservatório representa a criação de ecossistema lântico que experimentará processo de sucessão de populações, com substituição gradativa das espécies, assim como a distribuição do número de espécies por grupo ecológico. Essas alterações decorrentes da formação de um novo ambiente também se refletirão na distribuição do número de espécies por grupo ecológico. Contudo em determinado estágio de sua evolução, esses ambientes serão colonizados por macrófitas aquáticas, em maior ou menor escala (SANTOS, 2014).

No Brasil, a construção de grandes reservatórios foi idealizada principalmente para atender à crescente demanda energética e abastecimento público, atingindo seu máximo desenvolvimento nas décadas de 60 e 70 (TUNDISI & TUNDISI, 2008). Os reservatórios têm sido utilizados, ainda que de forma incipiente e não planejada, com a finalidade de controle de vazão, recreação (pesca esportiva, praias artificiais e esportes náuticos), navegação, abastecimento de água (urbano e rural), destinação de efluentes urbanos e pesca profissional (PANOSSO *et al.*, 2007; SILVA, 2013).

Na região Nordeste, os reservatórios são utilizados principalmente para armazenamento e abastecimento público (HEO & KIM, 2004; SILVA, 2015), particularmente na região semiárida brasileira, a qualidade e quantidade da água acumulada nestes mananciais, estão relacionado à alguns aspectos tais como: à distribuição irregular das chuvas, as altas taxas de evaporação, ao uso do solo e das águas, ações antrópicas desordenada nas bacias hidrográficas, além da elevada salinização natural promovida pela geologia regional e baixa capacidade de retenção de umidade dos solos (DIAS, 2009).

3.2 Processo de eutrofização em reservatórios

Esteves (2011) explica o processo de eutrofização como sendo o aumento da concentração de nutriente principalmente dos compostos ricos em fósforo e nitrogênio, Sendo

esses dois elementos os principais macronutrientes na base da cadeia de produtores primários. A eutrofização se expressa com o crescimento abundante da biomassa de plantas aquáticas que crescem de forma exuberante nas margens desses lagos, açudes ou rios e em alguns se expandem pelo espelho de água; esse crescimento é acompanhado pelo aumento acelerado e abundante do fitoplâncton, em forma de florações ou *blooms*, que são massas flutuantes grandes e densas de algas e cianobactérias que avançam na subsuperfície da água e causam profundas alterações na qualidade da água e de sua biota (BITTENCOURT-OLIVEIRA & MOLICA, 2003; SILVA, 2013).

A partir dos anos 90, o processo de eutrofização tem-se intensificado em reservatórios brasileiros devido aos seguintes fatores: aumento do uso de fertilizantes nas bacias hidrográficas, aumento da população humana, elevado grau de urbanização sem tratamento de esgotos domésticos e intensificação de algumas atividades industriais que acarretam em excessiva carga de fósforo, nitrogênio e matéria orgânica para essas represas.

Smith e Schindler (2009) destacaram a eutrofização cultural como o maior problema da atualidade em corpos de água superficiais, considerando-a como um dos exemplos mais visíveis das alterações causadas pelo homem à biosfera. Além dos efeitos extensamente descritos causados pelo aporte excessivo de fósforo e nitrogênio em lagos, reservatórios e rios, podem causar: (1) aumento da biomassa do fitoplâncton e de macrófitas aquáticas. (2) aumento da biomassa dos consumidores. (3) crescimento de espécies de algas potencialmente tóxicas. (4) crescimento da biomassa de algas bentônicas e epifíticas. (5) alterações na composição de espécies de macrófitas. (6) aumento da frequência de mortandade de peixes. (7) diminuição da biomassa de peixes e moluscos cultiváveis. (8) redução da diversidade de espécies. (9) redução da transparência da água. (10) gosto e odor e problemas no tratamento de água para abastecimento. (11) depleção da concentração de oxigênio dissolvido. (12) redução do valor estético do corpo de água.

No entanto, os efeitos do impacto ambiental da eutrofização cultural, ocorridas nos reservatórios do semiárido favorecem o aumento drástico das populações de cianobactérias e este fenômeno está cada vez mais frequente nos reservatórios paraibanos (VASCONCELOS *et. al.*, 2011).

3.3 Comunidades aquáticas: fitoplâncton e macrófitas aquáticas

Em condições naturais, as algas são essenciais para o metabolismo aquático. O fitoplâncton equivale a vegetação terrestre, iniciando a cadeia alimentar e fornecendo oxigênio ao meio através da fotossíntese. Essa comunidade também é importante na ciclagem

de nutrientes no ambiente. A relação do fitoplâncton com a qualidade da água parece ser direta, com o primeiro interferindo no segundo tanto quanto o inverso. A disponibilidade de nutrientes, a quantidade de sólidos presentes, a temperatura entre outros afeta o crescimento fitoplanctônico. Por outro lado, a produção fitoplanctônica interfere na quantidade de oxigênio dissolvido, no pH e na transparência da água, entre outras coisas. Devido a grandiosa diversidade de tipos de algas, é comum que também desempenhem ações diferentes e que reajam de forma diferente as condições do ambiente.

A composição e estrutura das comunidades de fitoplâncton apresentam variações temporais e espaciais e são vários os fatores que influenciam nessa distribuição. Ressalta-se que a combinação, a força e a predominância de cada um desses fatores varia conforme as condições particulares de cada ambiente. E são essas particularidades que dificultam a padronização de distribuição de fitoplâncton (ESTEVES, 2011).

Como organismos fotossintetizadores, os fatores que mais influenciam na produtividade primária do fitoplâncton são aqueles que influenciam diretamente sobre a fotossíntese: radiação luminosa, temperatura (pela estratificação da água, dissolução dos gases, por exemplo), nutrientes, e variações climáticas (FERNANDES *et al.*, 2005; FONSECA, 2008). A predação também pode influenciar no crescimento, na presença e no tamanho das populações. Em águas oligotróficas o fator limitante da produtividade primária pode ser a disponibilidade de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo e, no caso das diatomáceas, a sílica (PALMER, 1958; FONSECA, 2008; LOPES, 2009).

Sabendo-se que o grau de trofia altera o fitoplâncton, tem-se tentado utilizá-lo com indicador biológico da qualidade da água, quando esta não se apresenta em grau tão extremo de trofia que a observação visual não seja óbvia. Lobo *et al.* (2002) define indicador biológico as espécies que apresentam tolerância estreitas e específicas para os fatores ecológicos. Assim, o fitoplâncton pode ser usado como indicadores de trofia da água (Reynolds 1998), usando, por exemplo, os índices de Nygaard e Lange Bertalot (NYGAARD, 1949; PALMER, 1958; PATRICK, 1963; DI BERNARDO, 1995; LOPES, 2009). A diversidade de algas pode mudar com o grau de trofia, sendo ela menor em ambientes mais eutróficos (BUERGI & STADELMANN, 2000; FONSECA, 2008).

Em sistemas aquáticos continentais é comum a coexistência de espécies que possuem as mesmas necessidades ecológicas e que apresentam as mesmas tolerâncias ambientais. Isso se deve a grande variação entre estes sistemas: morfometria, turbidez, flutuação da temperatura, exposição ao pulso hidrológico e ação do vento, resistência iônica e carreamento de nutrientes (REYNOLDS, 1998; SILVA, 2013). A análise de grupos funcionais do fitoplâncton descreve

melhor a dinâmica da comunidade que os grupos taxonômicos (REYNOLDS *et al.*, 2002; FERREIRA, 2009). De acordo com Kruk *et al.* (2002), os grupos funcionais fitoplanctônicos, formados com base em atributos morfológicos, fisiológicos e ecológicos, podem ocorrer em condições semelhantes, tendo sua biomassa aumentada ou diminuída simultaneamente.

Uma das comunidades aquáticas tão importantes quanto o fitoplâncton é a comunidade formada por plantas aquáticas conhecida por macrófitas aquáticas. Atualmente essa comunidade tem grande relevância econômica tanto com benefícios quanto com prejuízos. A comunidade de macrófitas apresenta exemplares de plantas de diferentes grupos taxonômicos e filogenéticos (macroalgas, briófitas, pteridófitas, angiospermas). Por isso são comumente estudadas através de uma classificação em grupos ecológicos feita de acordo com seu o biótopo. Devido a amplitude de espécies, são capazes de colonizar ambientes bem diferentes (salinos, corredeiras, termas, águas doces). Em regiões tropicais, as áreas alagadas (pântanos, banhados, manguezais, margens de rios, lagos, reservatórios, etc) são propícias para sua proliferação, sendo as principais áreas de estudo desse grupo (ESTEVES, 2011).

As macrófitas desempenham um importante papel ecológico (ESTEVES, 1998; MOSS, 2001; POMPÊO, 2008; RODRIGUES, 2009): auxiliando na sedimentação de sólidos próximos a margem pela redução da turbulência; ao servirem como substrato para o crescimento de outras comunidades vegetais, como perifíton e fungos, e de ser utilizada como fonte de alimento e abrigo para invertebrados e vertebrados aquáticos e terrestres, além de substrato para ovoposição de anfíbios e crustáceos; agindo como filtro de parte do material alóctone por propiciar a sedimentação com a redução da turbulência da água; bombeando nutrientes presos no sedimento através da absorção pelas raízes, disponibilizando-os para a água por excreção ou decomposição do indivíduo morto; podem ser a principal produtora de matéria orgânica e biomassa de todo o ecossistema aquático devido a alta produtividade primária e pode influenciar fortemente na diversidade e densidade das demais comunidades aquáticas; agindo como substrato na associação entre bactérias e algas perifíticas fixadoras de nitrogênio, desempenham importante papel na produção de nitrogênio assimilável (SILVA, 2013).

Assim como o fitoplâncton, condições de enriquecimento da água favorecem a proliferação de macrófitas, com maior destaque para as plantas as flutuantes e submersas que assimilam nutrientes disponíveis na água diretamente pelas raízes imersas. Nessas situações, as macrófitas costumam ter importância econômica negativa. Podem propiciar o desenvolvimento de vetores de doenças e conferir mal odor e sabor a água pelas excreção e decomposição. A decomposição pode depleciar o oxigênio causando mortandade de peixes.

Quando cobrem todo o espelho d'água, limitam a penetração de luz na coluna d'água. Em usinas hidrelétricas obstruem tomadas d'água e causam corrosão de turbinas por acidificarem a água ao se decomporem. Também agem com feedback em lagos eutrofizados, devolvendo à água os nutrientes incorporados. Em rios e canais podem interromper a navegação (MOSS, 2001; FERREIRA, 2009).

3.4 Interação fitoplâncton e macrófitas submersas

As macrófitas submersas exercem importante papel na troca de nutrientes, podendo tornar-se as principais controladoras da dinâmica de nutrientes no ecossistema (FERREIRA *et al.*, 2010). Dessa forma, participam intensivamente da reciclagem de nutrientes, podendo assimilar elementos retidos no sedimento por intermédio das raízes, os quais são liberados para a coluna de água através da excreção e da decomposição (POMPÊO, 2008; FERREIRA, 2009).

Mecanismos como competição por nutrientes exercidos pelas macrófitas, atuam indiretamente reduzindo o desenvolvimento de algas (RODRIGUES, 2009), elas podem interferir duplamente no controle do fitoplâncton: através da redução da disponibilidade de nutrientes e/ou de substâncias alelopáticas (*bottom-up control*), ou pelo refúgio para o zooplâncton pelágico pastejador (*grazers*), permitindo um incremento de sua densidade, e conseqüentemente, um forte controle sobre a biomassa fitoplanctônica através da pressão de predação (*top-down control*) (FERRÃO-FILHO *et al.*, 2009).

Em sistemas vegetados a biomassa fitoplanctônica é mantida baixa por uma combinação de fatores. O sombreamento e a redução na disponibilidade de nutrientes dissolvidos na coluna d'água devido à assimilação pelas macrófitas e a manutenção de processos de desnitrificação tendem a manter a baixa produtividade fitoplanctônica. Além disso, a herbívoros pode contribuir para o controle do crescimento fitoplanctônico, lembrando que estes mesmo herbívoros encontram proteção da predação nos bancos de macrófitas aquáticas (SCHEFFER, 1998; FONSECA, 2008).

No entanto, processos inversos podem acontecer, onde a comunidade fitoplanctônica pode competir com as macrófitas submersas por nutrientes necessários para o seu desenvolvimento. Desta forma, a competição por nutrientes em ambientes límnicos, que ocorre entre o fitoplâncton, perífiton, macrófitas e organismos heterotróficos, incluindo organismos desnitrificantes (OZIMEK *et al.*, 1990; FONSECA, 2008; VANDERSTUKKEN *et al.*, 2011) é um tipo de competição por exploração. Segundo Begon *et al.* (2007), na

exploração os indivíduos interagem entre si de forma indireta ou direta, respondendo a um nível de recursos que foi reduzido pela atividade dos competidores.

O incremento na disponibilidade de nutrientes diminui a limitação por nutrientes, possibilitando o desenvolvimento na produtividade fitoplanctônica e perifítica. O aumento na biomassa do fitoplâncton acarreta o aumento da turbidez e, adicionalmente, o incremento na biomassa epifítica e perifítica pode acarretar à redução na performance das macrófitas submersas (SCHEFFER, 1998; HILT & GROSS, 2008). O estado de dominância de um ecossistema aquático por fitoplâncton é resultado de sua característica peculiar de rápido aumento populacional (LEGENDRE, 1990; FERREIRA, 2009). O incremento de nutrientes é comum em vários ecossistemas através da agricultura e de fontes antrópicas contribuindo para o desenvolvimento da comunidade fitoplanctônica (SILVA, 2013).

4 METODOLOGIA

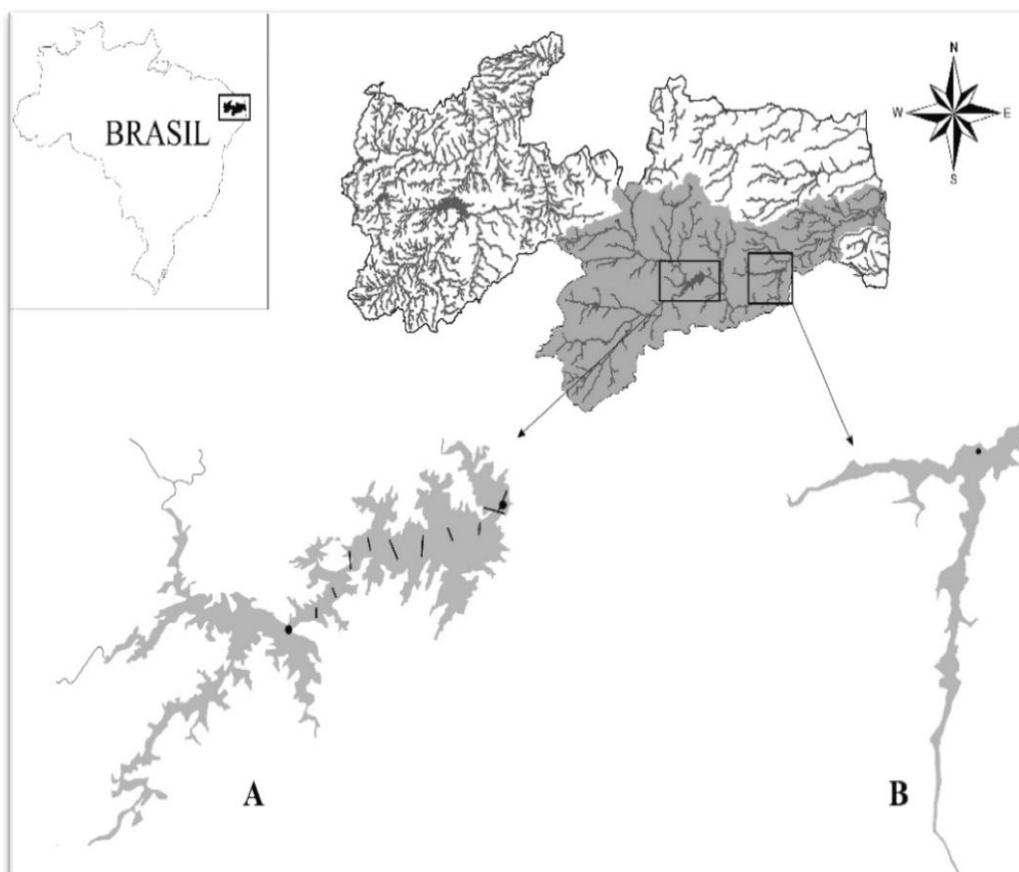
4.1 Área de Estudo

As coletas das amostras estão sendo realizadas em dois reservatórios localizados na região semiárida do Brasil, no estado da Paraíba, sendo estes pertencentes à Bacia do Rio Paraíba. A região é caracterizada por média pluviométrica anual inferior a 400 mm, índice de aridez de até 0,5 e risco de seca maior do que 60% (PEREIRA, 2007). Compreende uma área de 969.589,4 km², com uma população de mais de 22 milhões de pessoas. O semiárido brasileiro é considerado o mais populoso do mundo.

A bacia do Rio Paraíba tem uma área de 20.071,83 km², segunda maior Bacia do estado da Paraíba (PARAÍBA, 2014). O açude Eptácio Pessoa (7°29'20"S e 36°17'3"W), conhecido popularmente por Boqueirão, está situado em plena região semiárida e é o principal reservatório da Bacia do Rio Paraíba (cerca de 14.000 km²), a maior do Estado da Paraíba, uma bacia bastante antropizada (com mais de 80% da floresta nativa alterada e com apenas manchas residuais de mata ciliar). Está a 420 m de altitude na zona rural do município de Boqueirão, região dos Cariris Velhos, a de menor índice pluviométrico do Brasil (precipitação entre 150 e 300 mm/ano) (SILVA-FILHO, 2004), represando as águas dos rios Paraíba do Norte e Taperoá. Possui um perímetro de 138.800 m, sua capacidade máxima de armazenamento é 418.088.514 m³ e atualmente trabalha com 20% desta capacidade. Seus principais usos são abastecimento humano (aproximadamente 600.000 pessoas), dessedentação animal e irrigação, portanto o desenvolvimento socioeconômico da região depende do fornecimento da água deste reservatório (Figura 1).

O Reservatório Argemiro de Figueiredo (Acauã), localizado entre as coordenadas geográficas 7°36'51,48"S, 7°25'47,55"S e 35°40'31,86"W, 35°33'1,66"W, é formado pelo barramento dos rios Paraíba e Paraibinha, localizado na bacia hidrográfica do Rio Paraíba, no final da região do médio curso do rio Paraíba, limitando com a região do baixo Paraíba e distribuindo-se entre os municípios de Aroeiras, Itatuba e Natuba. É o quarto maior reservatório do estado da Paraíba, possui capacidade máxima de acumulação de 253.142,247 m³, profundidade máxima de 40 m e média de 25m (Figura 1).

Figura 1: Localização dos reservatórios Eptácio Pessoa (A) e Argemiro de Figueiredo (B) com os transectos (—) e suas estações (●) de coleta de dados.



Fonte: Própria (2015).

4.2 Estações e períodos de amostragens

As amostragens foram realizadas mensalmente, durante os meses de outubro / 2014 à julho /2015, em duas estações de coleta ao longo do eixo longitudinal de ambos os reservatórios, uma localizada na região próxima a entrada do principal tributário (Rio Paraíba) e outra na região de barragem, zona montante (E1) e na zona lacustre (E2), respectivamente. Nas duas estações, em ambos os reservatórios, as coletas de água foram realizadas na superfície (100%), a 50% de penetração de luz, a 1% de luminosidade e na profundidade máxima (0%), calculadas de acordo com a profundidade do Disco de Secchi. As amostras de água para análises físicas, químicas e biológicas foram coletadas com auxílio de uma garrafa de Van Dorn.

4.3 Coleta de água para análises físico-químicas

A transparência da água foi medida com disco de Secchi (ZDS). Uma estimativa da disponibilidade de luz na coluna de água foi obtida através do cálculo da zona eufótica (Zeu) do reservatório multiplicando-se o ZDS pela constante 2.7 (Cole, 1983). As análises físicas

da água foram realizadas *in situ*, utilizando o multi-analisador (Horiba/ U-50), onde foram medidas as seguintes variáveis: temperatura (°C), pH, condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), turbidez (NTU), oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), percentual de saturação do oxigênio (%), sólidos totais dissolvidos ($\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), potencial de oxi-redox e salinidade (ppm).

Amostras de água para análises de nutrientes, foram coletadas com garrafa de Van Dorn em quatro profundidades da coluna de água definidas de acordo com a intensidade de penetração da luz (100%, 50%, 1% e $Z_{\text{máx}}$). As amostras foram acondicionadas em garrafas de polietileno e filtradas logo após a coleta em filtros de fibra de vidro GF/C para a determinação das concentrações de nutrientes dissolvidos. As concentrações de nitrogênio amoniacal (N-NH_4), nitrato (N-NO_3), nitrogênio total (N_t), fósforo total (P_t) e fósforo solúvel reativo (PSR) foram determinadas de acordo com metodologias padronizadas descritas em “Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water” (APHA, 1998).

4.4 Coleta de Macrófitas

As coletas de macrófitas foram realizadas ao longo de 11 transecções com distância de 1 km entre si, distribuídas entre a zona montante (porção inicial do reservatório) e a zona lacustre (Barragem do reservatório) do reservatório Epitácio Pessoa. Em cada transecção, com intervalos regulares de 100m (de uma margem à outra) foram aferidos os valores de porcentagem de volume infestado (PVI).

A porcentagem do volume de colonização (PVI) das macrófitas foi estimada ao longo das transecções demarcadas no reservatório, como o produto da porcentagem de cobertura (estimada visualmente) pela altura da planta, dividido pela profundidade da coluna d'água (CANFIELD *et al.*, 1984). As plantas submersas foram coletadas com auxílio de um coletor de macrófitas, e em seguida, medido (m) o ramete de maior comprimento. Posteriormente acondicionadas em sacos plásticos e fixadas com formol a 10% (MEDINA-GÓMEZ & HERRERA-SILVEIRA, 2003), em laboratório, os exemplares foram identificados.

4.5 Coleta de água para análise do fitoplâncton e cianobactérias

As amostras foram coletadas com garrafas do tipo Van Dorn de 5 litros de capacidade de acordo com as profundidades pré-estabelecidas em cada estação de coleta. As amostras foram acondicionadas em garrafas pet (200 ml) e preservadas com lugol. A abundância das populações fitoplanctônicas ($\text{ind}\cdot\text{mL}^{-1}$) foram estimadas pelo método de sedimentação de Utermöhl (1958), com auxílio de um microscópio invertido com aumento de até 400x. O tempo de sedimentação foi de pelo menos três horas para cada centímetro de

altura da câmara (MARGALEF, 1983). Os indivíduos (células, colônias, filamentos) foram enumerados em campos aleatórios (UHELINGER, 1964), em número suficiente para alcançar 100 indivíduos da espécie mais frequente, sendo o erro inferior a 20%, ($p < 0,05$) (LUND *et al.*, 1958). Os resultados foram expressos em densidade (ind.ml^{-1}) e calculados de acordo com a fórmula descrita por Ross (1979).

$$\text{Ind.ml}^{-1} = [n / (s \cdot c)] \cdot [1/h] \cdot F$$

Onde:

n = número de indivíduos contados;

s = superfície do campo (mm^2);

c = número de campos contados;

h = altura da câmara de sedimentação;

f = fator de correção para mililitro ($10^3 \text{ mm}^3 \cdot \text{ml}^{-1}$).

Os índices de diversidades foram determinados a partir das densidades obtidas com os dados das análises quantitativas das amostras inseridas nas equações abaixo descritas (SHANNON e WEAVER, 1963):

$$H' = \frac{\sum (ni/N)}{\log_2(ni/N)}$$

Onde: ni = número de indivíduos de cada espécie

N = número total de indivíduos da amostra

O biovolume (mm^3/L) do fitoplâncton foi estimado multiplicando-se as densidades de cada espécie pelo volume médio de suas células, sempre que possível considerando as dimensões médias de cerca de 30 indivíduos. O volume de cada célula foi calculado a partir de modelos geométricos aproximados à forma dos indivíduos - esferas, cilindros, cones, paralelepípedos, pirâmides, elipsóides e outros (HILLEBRAND *et al.*, 1999). As espécies abundantes e dominantes foram determinadas de acordo com o critério de Lobo & Leighton (1986), sendo consideradas abundantes aquelas espécies cujas densidades superaram a densidade média da amostra e dominantes aquelas espécies cujas densidades superam 50% do biovolume total da amostra.

As espécies de cianobactérias foram agrupadas seguindo a metodologia de Kruk *et al.*, (2010), onde as espécies são congregadas de acordo com suas características morfológicas (classificação funcional baseado na morfologia – MBFC).

4.6 Coleta de água para análise de microcistina-LR

As amostras de água foram coletadas com uma rede de plâncton com malha de 20 μ m. As coletas foram realizadas por arrasto horizontal, em que foi medida a distância percorrida. Para a determinação do volume filtrado (Vf) foi utilizada a fórmula:

$$\mathbf{Vf = \pi r^2 \cdot h, \text{ onde:}}$$
$$\pi = 3,14$$

r = raio da boca da rede
h = distância percorrida pela rede

As amostras foram acondicionadas em garrafas plásticas, em laboratório foram filtradas com filtro de fibra de vidro, coletando-se uma alíquota de 2 mL e mantidas a -22°C. A análise de microcistinas foi realizada utilizando-se um kit de ELISA (Enzime-Linked Immunoabsorbant Assay) em placa Quantiplate™ para microcistina de acordo com as instruções fornecidas pelo fabricante do teste. Para a leitura das placas, a 450nm e 630nm, foi utilizada uma leitora modelo EL-800 marca Biotek, juntamente com o programa Gen-5 (Biotek).

4.7 Tratamento Estatístico dos Dados

A estatística básica descritiva foi realizada com o programa Microsoft Excel versão 2007. Foram calculados a média como medida de tendência central e as medidas de dispersão foram avaliadas através do desvio padrão (DP). As diferenças no padrão de distribuição das variáveis ao longo do gradiente temporal e espacial foram analisadas através de ANOVA one-way seguida do teste de Turkey (Statística 7). Análises de Permanova foram realizadas para corroborar o padrão de dispersão dos casos. As correlações entre as comunidades e o compartimento biótico foi testada a partir de teste de mantel, sendo as análises desenvolvidas no software R.

5 RESULTADOS

5.1 Variáveis físico-químicas

As condições hidrológicas dos reservatórios, apresentaram-se bastante distintas durante o período amostral ($PsF= 62,27$; $p < 0,05$). Os sistemas estudados apresentaram águas quentes, acima de 22°C , e aumento do pH ao longo dos meses (Tabela 1).

No reservatório com ausência de macrófitas foi verificada estratificação térmica na estação lacustre no mês de outubro, e mistura térmica nos demais meses nas duas estações, acompanhada de reduzidas concentrações de oxigênio ao longo do tempo ($F_{(9;30)} = 1,93$; $p < 0,1$). Observou-se ocorrência de estratificação química, com redução na concentração de amônia e fósforo total, e aumento de nitrito e nitrato ($F_{\text{NO}_2 (9;30)} = 191,39$; $p < 0,05$; $F_{\text{NO}_3 (9;30)} = 32,60$; $p < 0,05$) no decorrer do tempo (Figura 2 e 3).

Águas com pH neutro a alcalino, assim como condição de estratificação térmica foram observadas no reservatório com macrófitas, com redução de temperatura ($F_{(9;30)} = 23,09$; $p < 0,05$) e oxigênio constante durante todo o estudo. Notou-se mistura química, com concentração de amônia e fósforo total estável, aumento de fósforo solúvel reativo, e significativas diminuições de nitrito e nitrato ($F_{\text{NO}_2 (9;30)} = 5,02$; $p < 0,05$; $F_{\text{NO}_3 (9;30)} = 2,75$; $p < 0,05$). (Figura 2 e 3).

Tabela 1: Valores médios e desvio padrão das variáveis abióticas dos reservatórios Argemiro de Figueiredo (Ausência de Macrófitas) e Epitácio Pessoa (Presença de Macrófitas), no período de outubro/2014 à julho/2015.

	Pontos	°C	pH	OD (mg.L⁻¹)	PT (µg.L⁻¹)	PSR (µg.L⁻¹)	NT (µg.L⁻¹)
<i>Argemiro de Figueiredo</i>	E1P1	27.29 ± 1.07	9.15 ± 0.54	7.06 ± 1.49	129.25 ± 74.55	31.5 ± 15.45	404.16 ± 83.37
	E1P2	27.44 ± 1.07	9.12 ± 0.55	5.68 ± 0.83	136.75 ± 31.96	28.5 ± 14.94	407.91 ± 80.73
	E1P3	27.38 ± 1.01	9.11 ± 0.59	4.58 ± 0.53	134.75 ± 25.56	38 ± 13.34	400.70 ± 71.51
	E1P4	27.30 ± 1.09	8.93 ± 0.69	2.75 ± 0.70	138 ± 21.95	47.85 ± 38.36	395.47 ± 82.31
	E2P1	26.79 ± 0.93	8.98 ± 0.66	5.65 ± 2.45	161.5 ± 72.07	44.35 ± 28.06	406.95 ± 115.95
	E2P2	26.86 ± 0.80	8.57 ± 0.98	3.78 ± 2.10	117.5 ± 30.38	48.35 ± 32.06	376.86 ± 99.71
	E2P3	26.86 ± 0.80	8.57 ± 0.98	3.78 ± 2.10	117.5 ± 30.38	48.35 ± 32.06	376.86 ± 99.71
	E2P4	26.69 ± 0.70	8.50 ± 0.89	0.89 ± 0.97	176.1 ± 66.14	89.4 ± 69.12	382.00 ± 111.41
<i>Epitácio Pessoa</i>	E1P1	26.71 ± 1.06	8.98 ± 0.98	8.61 ± 1.43	99.7 ± 83.80	35.8 ± 16.10	305.09 ± 67.06
	E1P2	26.63 ± 1.10	8.80 ± 1.23	7.62 ± 1.25	100.7 ± 87.30	31.15 ± 20.26	329.58 ± 62.35
	E1P3	26.41 ± 0.97	8.75 ± 1.37	7.35 ± 1.30	104.5 ± 101.11	37.85 ± 29.65	325.51 ± 46.72
	E1P4	25.83 ± 1.00	8.66 ± 1.31	4.70 ± 2.09	115.7 ± 109.44	42.4 ± 32.87	316.20 ± 63.31
	E2P1	25.57 ± 0.89	8.80 ± 0.97	8.52 ± 0.48	54.35 ± 74.37	22.35 ± 15.41	278.92 ± 76.30
	E2P2	25.50 ± 0.78	8.78 ± 0.88	7.45 ± 0.58	33.35 ± 5.89	21 ± 11.96	276.95 ± 70.17
	E2P3	25.25 ± 0.69	8.85 ± 0.86	7.38 ± 0.95	29.65 ± 9.96	18.72 ± 14.05	279.61 ± 74.23
	E2P4	25.10 ± 0.67	8.83 ± 0.80	5.84 ± 1.86	39.85 ± 24.54	19 ± 10.70	273.39 ± 78.44

Figura 2: Variação das concentrações de Amônio e Nitrato nas estações montante (A) e lacustre (B) dos reservatórios com ausência e presença de macrófitas no período de outubro/2014 à julho/2015.

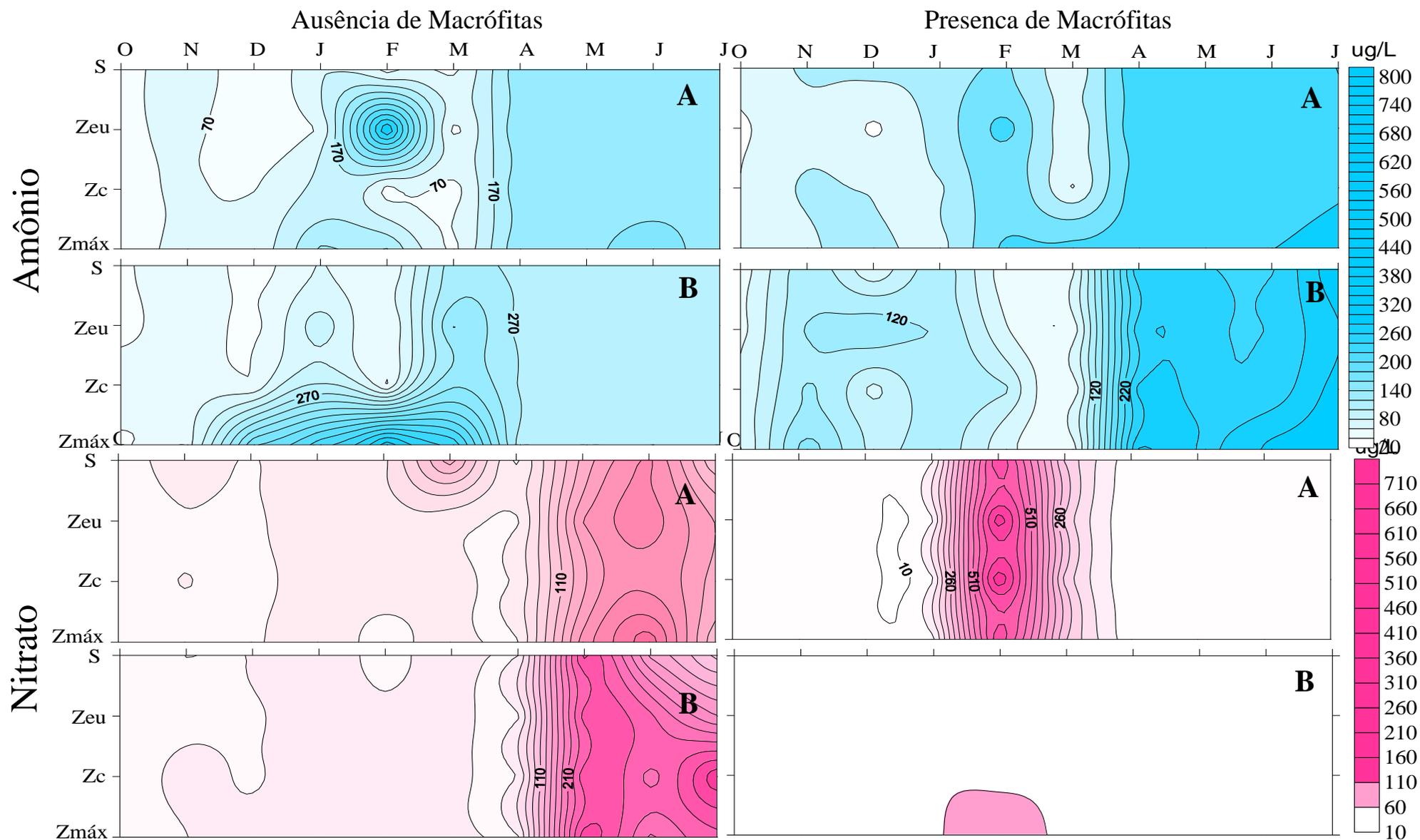
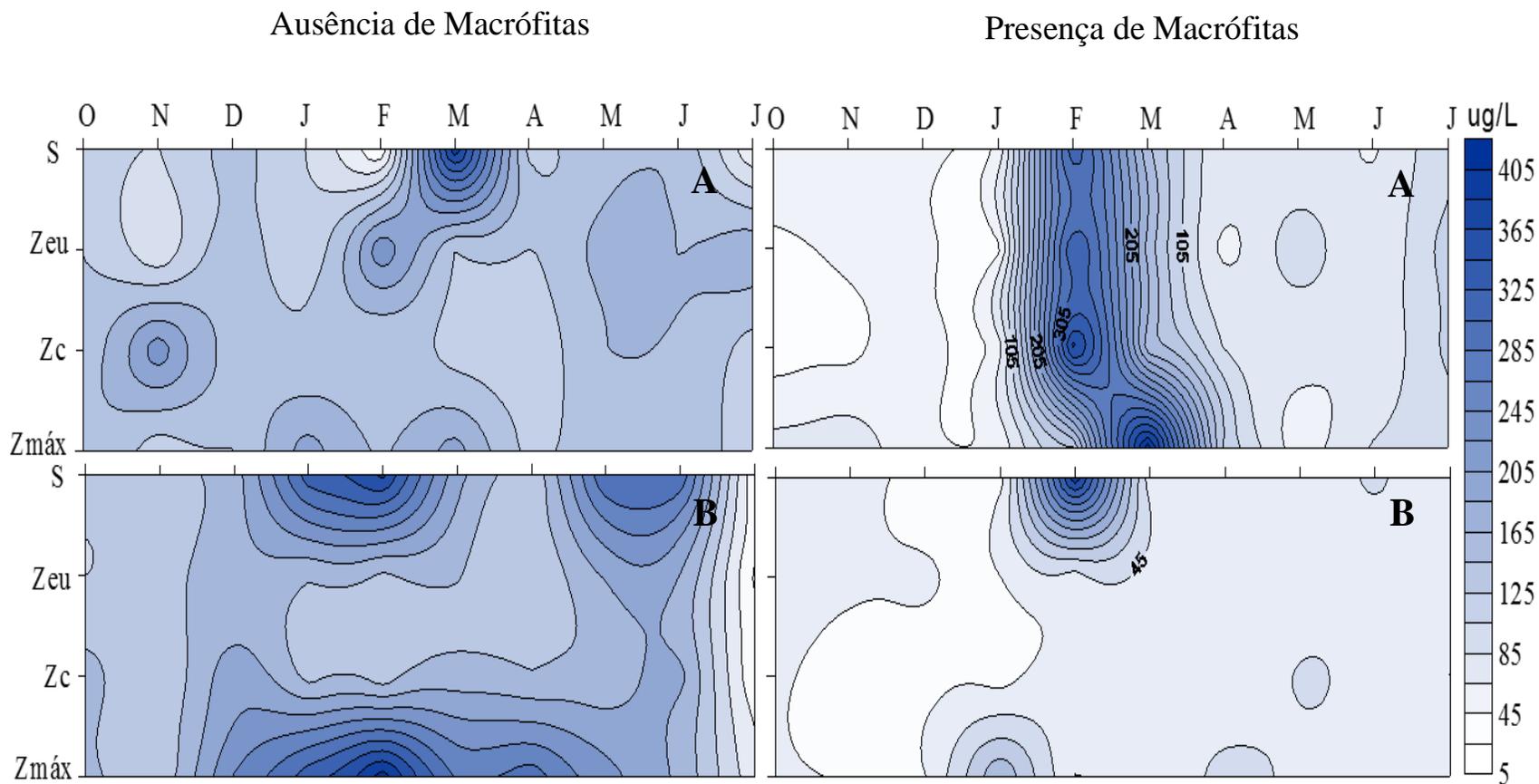


Figura 3: Variação das concentrações de Fósforo Total (PT) nas estações montante (A) e lacustre (B) dos reservatórios com ausência e presença de macrófitas no período de outubro/2014 à julho/2015.



5.2 Comunidade fitoplanctônica

A flora fitoplanctônica nos reservatórios estudados foi representada por 97 táxons agrupados em 5 grupos taxonômicos (ANEXO 1): Cyanobacteria (31%), Bacillariophyceae (29%), Chlorophyceae (20%), Euglenophyceae (11%), Zygnemaphyceae (9%). Destes táxons, 56 foram comuns aos dois ambientes, 39 foram exclusivos do ambiente com macrófitas, e 2 do ambiente sem macrófitas.

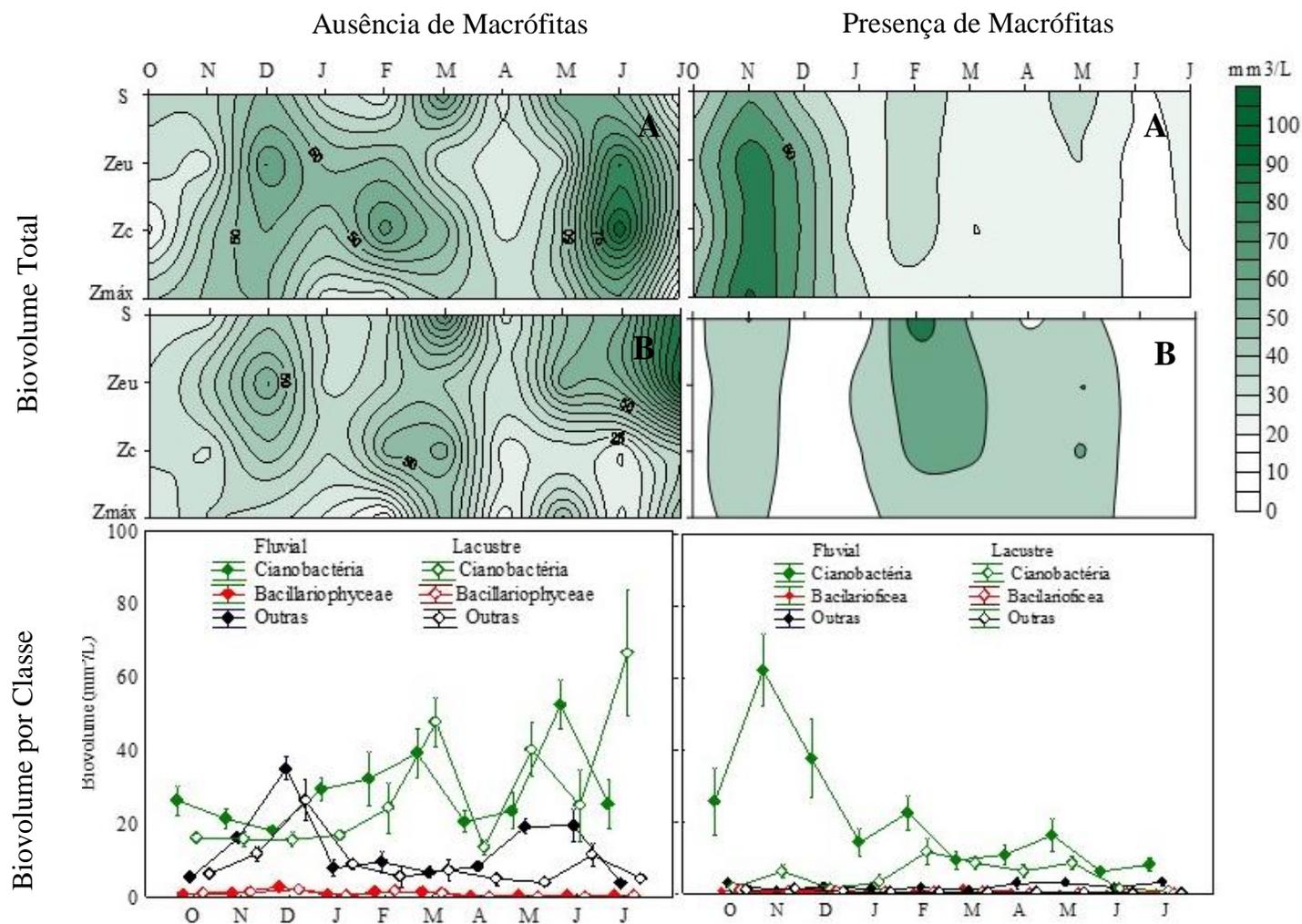
A riqueza de espécies fitoplanctônicas para o ambiente com macrófitas diminuiu significativamente ao longo do período amostral nas estações de coleta ($F=16,31$; $p < 0,05$). A estação fluvial apresentou a maior riqueza específica ($S = 27$), enquanto a lacustre registrou menor riqueza ($S = 3$). A classe cianobactérias, foi a que apresentou maior riqueza durante todo o período do estudo em ambas as estações, seguido pela classe das diatomáceas.

Para o reservatório com ausência de macrófitas, a distribuição de espécies fitoplanctônicas manteve-se estável ao longo do tempo ($F = 17,29$; $p < 0,05$), não proporcionando diferenças significativas entre as estações de coleta ($F = 3,08$; $p > 0,05$). Nesse ambiente, foi observado menor riqueza de espécies, de tal forma que, a estação fluvial teve $S = 23$, e a estação lacustre $S = 6$.

Em relação ao biovolume, a comunidade fitoplanctônica dos reservatórios estudados foi formada primordialmente por cianobactérias, com registro de florações (Fig.4). A biomassa total de cianobactérias foi maior no reservatório com ausência de macrófitas, em todo o período amostral, porém no mês de novembro houve um pico na biomassa de algas no reservatório com plantas submersas, e nos meses seguintes alternância no biovolume, mas sempre com valores de biomassa inferiores ao reservatório que não tem macrófitas.

Em ambos os reservatórios, as cianobactérias, foram abundantes durante o período de estudo. No ambiente sem macrófitas, houve dominância de *Oscillatoria chalybea* nos meses de março (estação lacustre), maio (estação lacustre) e junho (estação fluvial), e a espécie *Merismopedia punctata* no mês de julho nas duas estações de coleta. No reservatório com macrófitas, ao longo do período amostral, foi observada dominância da espécie *Cuspidothrix tropicalis* na estação fluvial no mês de outubro, como também nos meses novembro, janeiro, fevereiro, março, abril e maio na estação lacustre. Na estação fluvial no mês de novembro houve dominância de *Dolychospermum circinalis*, já as espécies *Pseudanabaena catenata* e *Cylindrospermopsis raciborskii* foram dominantes na estação lacustre nos meses de junho e julho, respectivamente.

Figura 4: Biovolume total e biovolume dos grupos fitoplanctônicos dos reservatórios com ausência e presença de macrófitas no período de outubro/2014 à julho/2015 na estação montante (A) e lacustre (B).



O índice de diversidade de Shannon não apresentou diferenças entre os dois ambientes ($F = 0,61$; $p > 0,5$). No entanto, no reservatório com presença de plantas submersas, o índice de diversidade mostra diferenças significativas entre os meses e as estações de coleta, em que a estação fluvial exibiu maior diversidade ($H' = 2,22$), e a estação lacustre menor diversidade ($F_{\text{Mês}} = 6,28$; $p < 0,05$ e $F_{\text{Estação}} = 14,48$; $p < 0,05$). Já o ambiente com ausência de macrófitas, revelou um valor mais alto de diversidade ($H' = 2,86$), com diferenças significativas entre os meses de coleta ($F = 19,73$; $p < 0,05$), porém, em relação às estações, não houveram diferenças significativas ($F = 2,83$; $p > 0,05$).

Os táxons registrados durante o período de estudo foram agrupados de acordo com as suas características morfofuncionais. No ambiente com macrófitas, na maioria dos meses houve dominância de cianobactérias filamentosas (MBFG III) entre elas: *C. tropicalis*, *C. raciborskii*, *P. catenata* e *D. circinalis*. Diferente do ambiente com ausência de macrófitas, que foi observada uma ampla ocorrência de MBFG I e III, espécies pequenas com elevada relação superfície / volume (como por exemplo a *M. punctata*) e filamentosas com aerótopos (*O. chalybea*), respectivamente.

5.3 Macrófitas

Foram identificadas duas espécies de macrófitas aquáticas submersas: *Egeria densa* e *Ceratophyllum demersum* (Figura 5).

Figura 5: Espécies de macrófitas submersas (A) *Ceratophyllum demersum* e (B) *Egeria densa* coletadas no reservatório em estudo.

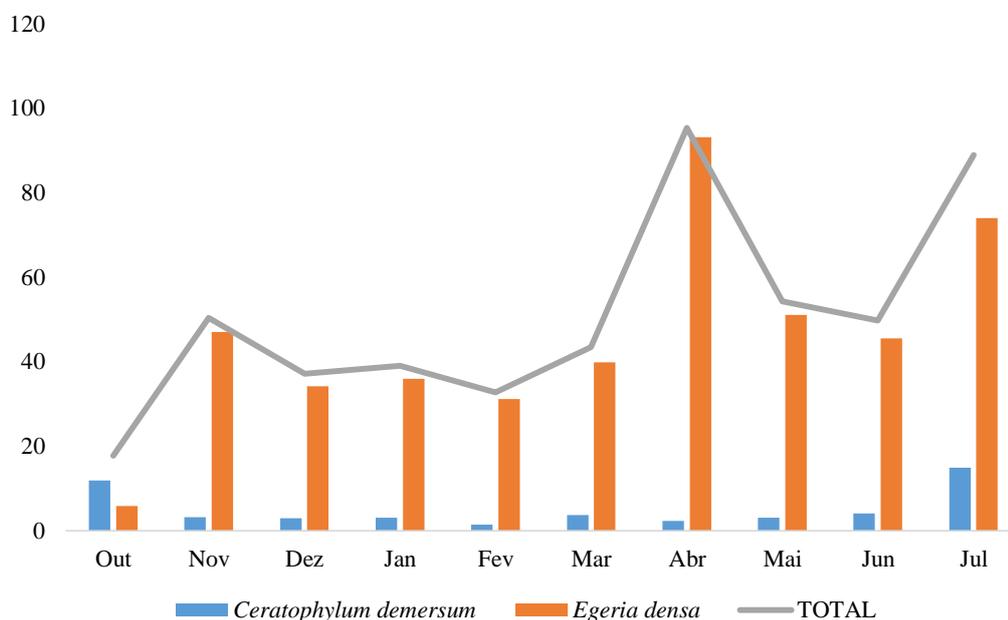


Fonte: Própria (2015).

O PVI das plantas submersas no reservatório Epitácio Pessoa variou de 17,79 a 88,94 % de colonização ($X=20,37\%$; $\pm 40,64$), ocorrendo diminuição da área coberta na estação

montante. O maior índice de colonização foi de *E. densa* ($X= 37,97 \pm 40,64$), contudo, no mês de outubro ocorreu um aumento de *C. demersum* em relação aos outros meses. (Figura 6).

Figura 6: Variação da cobertura de macrófitas submersas (PVI) no reservatório Epitácio Pessoa, no período de outubro/ 2014 à Julho/ 2015.

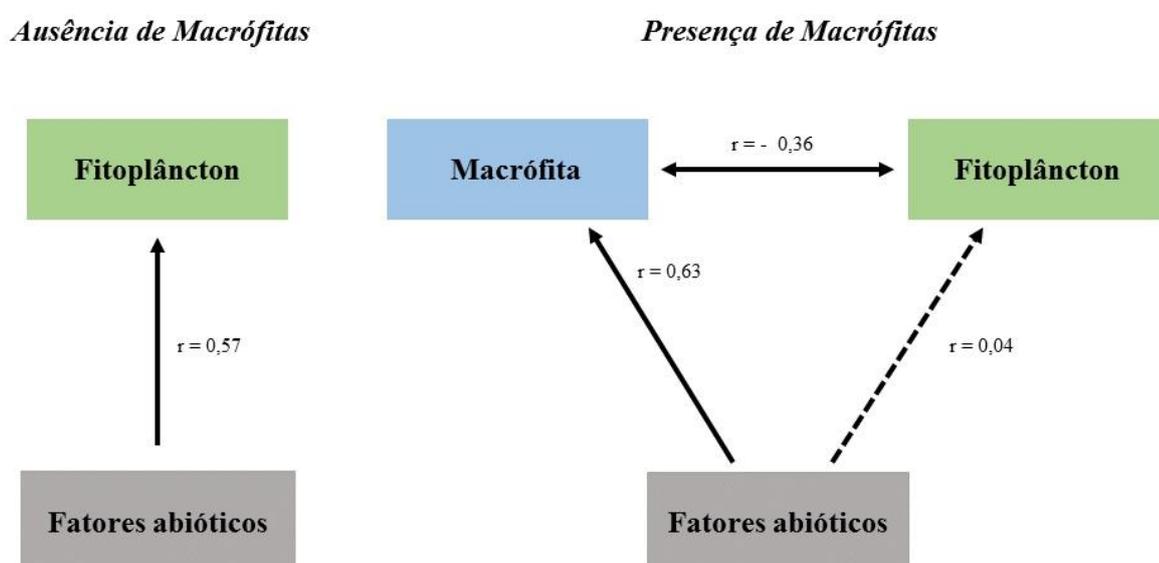


No decorrer do estudo, foi observado que houve aumento da cobertura vegetal total. Os meses de outubro/2014 e abril/2015 apresentaram menor e maior valor de cobertura, atingindo valores de 17,79 e 88,00% respectivamente. De acordo com a ocorrência das espécies, foi observado que durante todos os meses de estudo, a espécie *E. densa* foi abundante no ecossistema, porém, no mês de outubro houve redução na biomassa da *E. densa*, de forma que as duas espécies foram tidas como co-dominantes. *C. demersum* apresentou maior cobertura nos meses de outubro e julho, quando atingiu 11,89 e 14,97%.

C. demersum foi observada colonizando regiões mais rasas do reservatório ($X= 3,54\text{m}; \pm 0,49$), sendo que os indivíduos de *E. densa* foram observados em profundidade de até 15m ($X= 8,25\text{m}; \pm 0,39$). Desta forma, não foram observadas diferenças significativas relacionadas com à profundidade de colonização entre as duas espécies ($F = 0,0024; p=0,96$).

A correlação entre as matrizes de dissimilaridade no reservatório com ausência de macrófitas apontou relações positivas e significativas para os fatores abióticos (variáveis hidrológicas e nutrientes) e a comunidade fitoplanctônica (figura 7). Para o reservatório com presença de macrófitas não houveram correlações significativas entre fatores abióticos e a comunidade fitoplanctônica, contudo, relações entre fatores abióticos e macrófitas aquáticas foram observadas, além de relações negativas e significativas entre macrófitas e fitoplâncton (Figura 7).

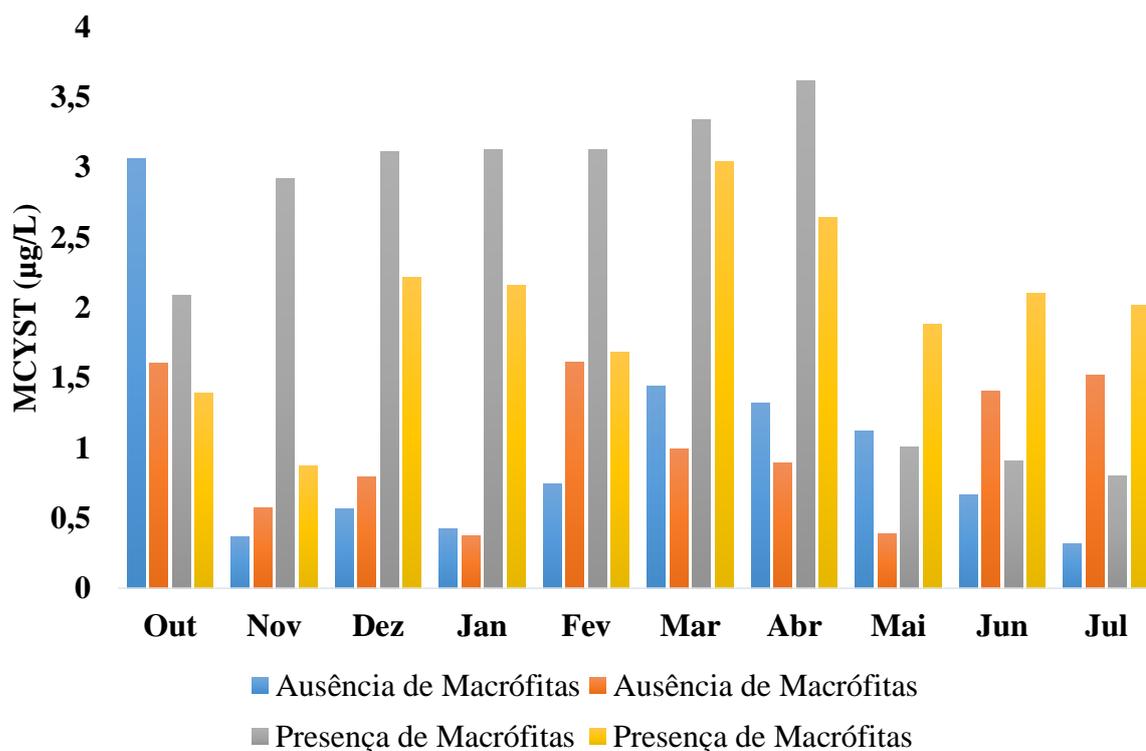
Figura 7: Modelo Esquemático representativo das correlações observadas por meio do teste de Mantel, para as comunidades aquáticas dos reservatórios com ausência (A) e presença (B) de macrófitas. As linhas cheias representam relações significativas e as pontilhadas não significativas.



5.4 Análise de microcistina-LR na água

Foi detectada presença de toxina na água dos dois ambientes durante todo o período amostral. As concentrações de microcistina-LR foram mais elevadas no ambiente com presença de macrófitas, com exceção do mês de outubro que foi superior no reservatório que não apresenta vegetação aquática (Figura 8).

Figura 8: Concentração de microcistina-LR na água dos reservatórios com ausência e presença de macrófitas no período de outubro/2014 à julho/ 2015.



Durante esses meses, foram detectadas microcistina-LR na estação fluvial como também na estação lacustre dos reservatórios e, 60% das ocorrências apresentaram concentrações superiores à 1 µg/L, valor este correspondente ao valor máximo permitido (VMP) da Portaria N° 2914/2011 -MS, para água tratada, e 40% desses eventos exibiram concentrações de toxinas menores que 1 µg/L.

6 DISCUSSÕES

Os efeitos de cargas de nutrientes pode ser amplificado pela alterações hidrológicas, como por exemplo, a profundidade da água, o volume de água e as mudanças climáticas (SCHEFFER & VAN NES, 2007; BOLPAGNI *et al.*, 2013). A combinação das cargas de nutrientes, hidrologia e morfologia dos ambientes pode resultar na alternância de condições de águas claras a turvas. Estas condições estão principalmente associados a um ampla gama de produtores primários, a partir das interações de diferentes formas de crescimento desses organismos (SCHEFFER & VAN NES, 2007). Assim, ecossistemas aquáticos são especialmente afetados por esse tipo de interações, uma vez que as interações entre os fatores abióticos, tais como concentração de nutrientes, temperatura e pH, permitem a simultânea

ocorrência de elevadas taxas de produção primária pelo fitoplâncton e macrófitas (PINARDI *et al.*, 2011).

A temperatura da água é um importante fator regulador do crescimento algal (COLE & JONES, 2000), no entanto, em ecossistemas tropicais, por apresentarem elevadas temperaturas durante todo o ano, a "força" de influência dessa variável tem baixa intensidade (RANGEL *et al.*, 2012), assim como constatado para os reservatórios em estudo. Os reservatórios em estudo apresentaram águas com elevadas temperaturas e pH, coerente com esse cenário, Lurling *et al.*, (2013) mostraram que as cianobactérias aumentam a sua abundância em resposta às temperaturas mais elevadas e estratificação térmica, beneficiando os organismos que apresentam a capacidade de fluatibilidade eficiente (DOMIS *et al.*, 2013).

Fitoplâncton e macrófitas são os principais produtores em ecossistema aquáticos. Fitoplâncton são ubíquos e abundantes componentes da comunidade de plâncton que estão envolvidos centralmente nos fluxos de energia e matéria em todos os ecossistemas aquáticos, incluindo lagos, reservatórios, córregos, rios, pântanos e mares. O fitoplâncton pode utilizar diretamente a energia da luz, consomem dióxido de carbono e produzem oxigênio através de atividade fotossintética (GRAHAM e VINEBROOKE, 2009). Macrófitas têm um papel importante em lagos rasos, agindo para estabilizar sedimentos, assimilar nitrogênio e fósforo de ambos sobrepondo-se água e sedimentos e fornecer habitats para peixes e animais bentônicos (CHUN-HUA *et al.*, 2014).

O ambiente com ausência de macrófitas, apresentou maiores concentrações de fósforo e nitrogênio, corroborando com Xie *et al.* (2015), que observaram que maiores concentrações de NT e PT ocorrem em lagos dominados pelo fitoplâncton do que aqueles dominado por macrófitas. Enquanto, Kosten *et al.*(2009) argumentaram que a redução de NT e PT é mais elevado em lagos tropicais por causa da alta temperatura mediada pela desnitrificação em ambientes com macrófitas, onde as áreas de superfícies são mais propícias às colonizações bacterianas, o que pode estimular a desnitrificação. Da mesma forma, um estudo de balanço de massa de dois lagos rasos do Mediterrâneo mostrou que a alta biomassa de plantas afetou a disponibilidade de NT e PT (BROTHERS *et al.*, 2013), assim como no ambiente em estudo com macrófitas submersas, onde observou-se que nos meses com menor PVI das plantas, houve aumento nas cargas de PT e NT, porém nos meses de maior taxa de PVI esses nutrientes mantiveram-se estáveis.

A decomposição do material orgânico normalmente conduz à liberação de nitrogênio como sais de amônio, em um processo chamado amonificação (SCHEFFER, 1998). As concentrações de amônio, de modo geral, foram maiores no reservatório com macrófitas

submersas, e esse fato pode estar relacionado com processos internos como decomposição da vegetação aquática e carga interna.

A presença de cobertura vegetal na superfície do reservatório é um estressor para o fitoplâncton, pois reduz a disponibilidade de luz que impede a realização do processo de fotossíntese, e limita o crescimento de populações de algas (DEMBOWSKA, 2015). Assim, a riqueza de espécies fitoplanctônicas para o ambiente com macrófitas diminuiu, como consequência do aumento da vegetação no ambiente. Em contrapartida, no reservatório com ausência de macrófitas a riqueza de espécies fitoplanctônicas manteve-se estável.

A baixa diversidade fitoplanctônica nos ambientes é causado por uma forte dominância de algumas espécies durante o período amostral (DEMBOWSKA, 2015). Sabendo-se que o ambiente com macrófitas aquáticas diminui a riqueza ao longo do tempo, então, esse fato pode estar associado ao impacto negativo da vegetação aquática na comunidade de algas. De tal forma que, foi observado diferenças na diversidade de espécies fitoplanctônicas entre as estações de coleta no ambiente de macrófitas, porém a estação lacustre apresentou porcentagem de cobertura vegetal maior, e a diversidade fitoplanctônica diminuiu significativamente.

O equilíbrio competitivo entre fitoplâncton e macrófitas não é simples. A biomassa do fitoplâncton diminui com o aumento dos níveis de macrófitas submersas em lagos (SANCHEZ *et al.*, 2014). Macrófitas podem exercer efeitos biológicos sobre biomassa de fitoplâncton. Tais efeitos podem surgir diretamente através de alelopatia, ou indiretamente, através de competição por nutrientes ou a interação positiva entre as macrófitas submersas e zooplâncton (VANDERSTUKKEN *et al.*, 2011). Condições de água quente podem promover dominância do fitoplâncton através de uma alteração do top-down com regulação dos herbívoros (KOSTEN *et al.*, 2011). O subsequente aumento da densidade de fitoplâncton pode suprimir o crescimento de macrófitas submersas.

Nos ambientes estudados, a presença de macrófitas foi um dos fatores que afetaram a comunidade de algas. O ambiente sem vegetação aquática, apresentou maiores valores de biomassa algal, que devem estar relacionado com as altas concentrações de nutrientes. Dentro de massas de água com macrófitas são observados, geralmente que há uma forte concorrência por recursos como nutrientes, luz e processos aleloquímicos com as algas. (VANDERSTUKKEN *et al.*, 2014; XU *et al.*, 2015).

A biomassa fitoplanctônica apresentou variação significativa entre os ambientes estudados. A maior biomassa foi observada no reservatório com ausência da vegetação aquática, onde ocorreram florações de *O. chalybea* e *M. punctata*. A variação sazonal da

biomassa fitoplanctônica tem sido marcadamente reconhecida em reservatórios de regiões temperadas (PADISÁK *et al.*, 2003), tropicais (RANGEL *et al.*, 2012) e semiáridas (DANTAS *et al.*, 2009), no entanto, os gatilhos que impulsionam esta variação variam claramente, não só entre os sistemas, sendo apontados fatores como localização geográfica, tipo de reservatório e até mesmo fatores locais (KOSTEN *et al.*, 2009; RANGEL *et al.*, 2012; BOVO-SCOMPARIN *et al.*, 2013) como determinantes.

No caso do açude com macrófitas, foi observado que as plantas submersas podem atuar na determinação das condições limnológicas do ecossistema, visto que o crescimento destas possibilita a redução da turbidez, uma vez que, densos bancos de macrófitas limitam a ressuspensão do sedimento e restringem a abundância do fitoplâncton, além disso processos de competição por nutrientes entre estas comunidades podem restringir o desenvolvimento do fitoplâncton (SCHEFFER, 1998, BLINDOW *et al.*, 2002; VAN NESS *et al.*, 2002; VASCONCELOS, 2013).

Os mecanismos que favoreceram a dinâmica da comunidade fitoplanctônica foram os fatores abióticos e as macrófitas, como indicado pelo teste de mantel. A relação negativa observada, segundo Benndorf *et al.*, (2002) podem ser reflexo de efeitos ascendentes sobre estas comunidades, em estudos experimentais, este autor, observou competição por fósforo entre as comunidades, bem como efeito alelopático das macrófitas que inibiram a absorção do fósforo dissolvido pelas algas, o que pode ter acontecido no reservatório com vegetação aquática, no entanto, estudos manipulativos são necessários para comprovar esta afirmação.

Os resultados do nosso estudo demonstraram que as forças motrizes que regulam a variação da biomassa fitoplanctônica nos dois reservatórios são diferentes em resposta à presença/ausência de macrófitas submersas, corroborando com a nossa hipótese de estudo.

Diferentes espécies fitoplanctônicas apresentam distintas demandas por nutrientes inorgânicos. Essas demandas e a capacidade das algas em absorver nutrientes diferem de acordo com as condições ambientais (KARJALAINEN, SEPPALA & WALLS, 1998), das estratégias fisiológicas das algas e das estratégias ecológicas das mesmas (ex. autotrofia, mixotrofia) (NYGAARD & TOBIESEN, 1993). A disponibilidade de nutrientes em reservatórios polimíticos rasos, como os do estudo, são frequentemente abastecidos através da reciclagem eficiente e elevado regime de mistura (BARBOSA & TUNDISI, 1980; CHELLAPPA *et al.*, 2008; VASCONCELOS, 2013).

COSTA *et al.*, (2009) demonstraram que aumento na variação da carga de nutrientes, resulta em consequências sobre a dinâmica do fitoplâncton, levando à eutrofização e a uma incidência aumentada de organismos potencialmente produtores de toxinas como as

cianobactérias (DANTAS *et al.*, 2012; MEDEIROS *et al.*, 2015). Durante todo o estudo, as cianobactérias foram o grupo mais abundante em biomassa na comunidade fitoplanctônica em ambos os reservatórios, a ocorrência destas e consequente floração em ambientes com disponibilidade de fósforo, resulta da habilidade destes organismos em estocar fósforo internamente como corpos polifosfatados, permitindo a sobrevivência e a manutenção do seu crescimento durante períodos subsequentes de deficiência externa deste nutriente (SILVA, 2013). Além disso, cianobactérias são capazes de movimentos verticais rápidos na coluna de água e apresentam uma vantagem adicional de migrarem para zonas afóticas, próximas ao sedimento e ricas em fosfato, durante períodos de depleção deste nutriente (VIEIRA, 2013).

Jeppesen *et al.*, (2009), concluíram que a dominância de cianobactérias e dinoflagelados aumenta com o aquecimento, enquanto que a contribuição de algas verdes e diatomáceas diminui. Finalmente, o aumento sazonal de temperatura da água sob aquecimento do clima permite a germinação de cianobactérias, e potencialmente promove a difusão de cianobactérias invasivas, como *Cylindrospermopsis raciborskii* na zona temperada (DOMIS *et al.*, 2013), como o ocorrido no reservatório com presença de macrófitas, onde nos primeiros meses que apresentou temperatura mais baixa houve maiores taxas de biovolume para o grupo das diatomáceas, e com o aumento das temperaturas nos demais meses, as cianobactérias passaram a ser o grupo dominante nesse ambiente.

Na tentativa de compreender a composição das comunidades de cianobactérias, agruparam-se as mesmas de acordo com Kruk *et al.* (2010), que utiliza a classificação funcional baseada na morfologia das espécies, para entender-se melhor as condições dos ambientes. Houve destaque para os grupos MBFC I e III, e os mesmos corroboraram com os dados em estudo. No reservatório com ausência de macrófitas, o grupo I, é representado por espécies de pequeno tamanho, taxa de crescimento rápido e alta abundância, poucos membros desse grupo têm impactos negativos sobre a qualidade da água, embora algumas das cianobactérias possam produzir toxinas (DOW & SWOBODA, 2000), como por exemplo, a espécie *M.punctata* que foi dominante nesse ambiente. No reservatório com macrófitas, houve dominância do grupo III, em que os organismos desse grupo são grandes e crescem lentamente, mas a elevada relação superfície/volume confere uma maior tolerância a condições limitantes de luz (NASELLI-FLORES & BARONE, 2007). O tamanho grande (LEHMAN, 1991) e o potencial tóxico (DOW & SWOBODA, 2000) dá a este grupo uma maior resistência à pastagem. Dominância por estes organismos podem causar grandes impactos como o potencial para formar florações tóxicas (DOW & SWOBODA, 2000; VIDAL & KRUK, 2008).

A elevada densidade de cianobactérias e a ocorrência de florações tóxicas nos reservatórios monitorados expressam uma situação típica de mananciais do nordeste brasileiro (BOUVY *et al.*, 2000; 2003; DANTAS, 2012). Blooms de cianobactérias tóxicas são responsáveis por esporádicos, mas recorrentes, episódios de envenenamento e morte de animais e humanos, associados as águas recreacionais e de abastecimento (BRASIL *et al.*, 2015). No presente trabalho foram detectadas concentrações de microcistinas em todas as amostras de água dos reservatórios. A situação é preocupante, pois essa MCYST liberada na água pode acumular nos tecidos e vísceras dos peixes e ocasionar intoxicações alimentares em humanos ou pelo consumo da própria água (VASCONCELOS *et al.*, 2011).

A capacidade das cianobactérias de produzir toxinas confere grande vantagem frente aos outros organismos, já que tais metabólitos causam efeitos negativos à fisiologia e integridade de seus predadores. Essa característica, juntamente com o tamanho e baixo conteúdo nutricional desses organismos, reduz bastante a herbívoros, promovendo principalmente o sucesso de espécies tóxicas. No entanto, alguns compostos agem como inibidores ao crescimento de outras algas ou de outros organismos (FERNANDES *et al.*, 2009).

Nesse sentido, foi observado em nossos dados que as concentrações de MCYST foram maiores no reservatório com vegetação aquática, logo, a relação cianobactérias/macrófitas, deu-se de tal forma, que quanto menor o biovolume algal, maior é a biomassa vegetal e a concentração de toxina, assim, as macrófitas restringem o desenvolvimento do fitoplâncton, porém, potencializam o processo de liberação de toxina, que atua como processo de defesa das algas sobre as macrófitas submersas.

Em reservatórios do semiárido, a dominância de cianobactérias em mais de 70% do período de amostragem é um problema importante de qualidade de água, que pode persistir ao longo do tempo. Este cenário é grave e necessita de monitoramento e plano de manejo, visando a proteção da saúde humana e dos recursos hídricos.

7 CONCLUSÃO

Nossos resultados comprovaram que as macrófitas submersas desempenham importante papel na estrutura e função do ecossistema, e que sua presença afeta as cargas de nutrientes, e causa alterações na densidade e diversidade fitoplânctonica. De tal forma, o aumento da cobertura das plantas aquáticas reduziu a biomassa do fitoplâncton, através da competição por nutrientes entre estes organismos, e resultou numa maior liberação de microcistina – LR pelas algas e cianobactérias.

Futuros estudos são necessários para entender melhor outros aspectos importantes na dinâmica do fitoplâncton e cianobactérias, como também para se entender melhor a questão da liberação de toxinas por esses organismos na presença das macrófitas aquáticas, no sentido de compreender as rotas que estas toxinas podem tomar depois de liberadas na coluna de água.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. American Public Health Association, Washington DC.1998.

BARBOSA, J. E. L. et al. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 24: 103-118p. 2012.

BARBOSA, F. A. R. and TUNDISI, J. G. Primary production of phytoplankton and environmental characteristics of a shallow quaternary lake at Eastern Brazil. **Archiv für Hydrobiologie**, 90(2): 139-161, 1980.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R. & HARPER, J. L. **Ecologia de indivíduos a ecossistemas**. 4ª Ed, Artmed, Porto Alegre, 2007. 739 p.

BENNDORF, J. et al. Top-down control of phytoplankton: the role of time scale, lake depth and trophic state. **Freshwater Biology**, 47, 2282–2295, 2002.

BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; MOLICA, R. Cianobactéria invasora: aspectos moleculares e toxicológicos de *Cylindrospermopsis raciborskii* no Brasil. **Revista Biotecnologia Ciência e Desenvolvimento**, ed. 30, p. 82-90, 2003.

BLINDOW, I.; HARGEBY, A.; ANDERSSON, G. Seasonal changes of mechanisms maintaining clear water in shallow lake with abundant Chara vegetation. **Aquatic Botany**, 72: 315-334, 2002.

BOLPAGNI, R. et al. Remote sensing of phytoplankton-macrophyte coexistence in shallow hypereutrophic fluvial lakes. **Hydrobiologia**, pags. 1- 10, 2013.

BOUVY, M. et al. Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. **Aquatic Microbial Ecology**, vol. 23, p. 13-27, 2000.

BOUVY, M. et al. 2003. Limnological features in Tapacurá reservoir (northeast Brazil) during a severe drought. **Hydrobiologia**, vol. 493, p. 115-130. 2003.

BOVO-SCOMPARIN, V. M.; TRAIN, S.; RODRIGUES, L. C. Influence of reservoirs on phytoplankton dispersion and functional traits: a case study in the Upper Paraná River, Brazil. **Hydrobiologia**, 702, pags. 115-127, 2013.

BRASIL, J. et al. Drought-induced water-level reduction favors Cyanobacteria blooms in tropical shallow lakes. **Hydrobiologia**, pags. 1-20, 2015.

BROTHERS, S. M. et al. Plant community structure determines primary productivity in shallow, eutrophic lakes. **Freshwater Biology**, 58, pags. 2264–2276, 2013.

BUERGI, H.R. & STADELMANN, P. Change of phytoplankton diversity during long-term restoration of Lake Baldegg (Switzerland). **Ver. Internat. Ver. Limnol**, v.27, p. 574-581, 2000.

CANFIELD, D. E. J. R et al. Prediction of chlorophyll a concentrations in Florida lakes: importance of aquatic. 1984.

CARPENTER, S. R. et al. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. **Ecological Applications**. 8 (3), 559-568, 1998.

CARPENTER, S. R. Phosphorus control is critical to mitigating eutrophication. **PNatl Acad Sci** 105:11039–11040. 2008.

CHELLAPPA, N. T.; BORBA, J. M. and ROCHA, O. Phytoplankton community and physical-chemical characteristics of water in the public reservoir of Cruzeta, RN, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 68 (30), pags. 477-494, 2008.

CHUN-HUA, L. et al. The release of nitrogen and phosphorus during the decomposition process of submerged macrophyte (*Hydrilla verticillata* Royle) with different biomass levels. **Ecological Engineering**, 70, pags. 268–274, 2014.

COLE, G. A. **Textbook of limnology**. 3rd edn. London: The C.V. Mosby Cop, 1983.

COLE, J. F. & C. JONES. Effect of temperature on photosynthesis-light response and growth of four phytoplankton species isolated from a tidal freshwater river. **Journal of Phycology**, 36, pags. 7–16, 2000.

CONLEY, D. J. et al. Controlling utrophication: nitrogen and phosphorus. **Science**, 323, pags. 1014–1015, 2009.

COSTA, I. A. S. et al. Dinâmica de cianobactérias em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. **Oecol. Bras**, Rio de Janeiro, 13(2), pags. 382-401. 2009.

DANTAS, E. W. et al. Efeito das variáveis abióticas e do fitoplâncton sobre a comunidade zooplanctônica em um reservatório do Nordeste brasileiro. **Iheringia**. Série Zoologia, 99, pags. 132-141. 2009.

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

DEMBOWSKA, E. A. Seasonal variation in phytoplankton and aquatic plants in floodplain lakes (lower vistula river, poland). **Wetlands ecol manage**, 23, pags. 535–549, 2015.

DIAS, S. N. **Ecologia do fitoplâncton no reservatório Arcoverde: estudo nictemeral e sazonal**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Botânica (PPGB). Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE. 2009. 50 f.

DI BERNARDO, L. **Algas e suas influências na qualidade das águas e nas tecnologias de tratamento**. Rio de Janeiro: ABES, 1995.

DOMIS, L. N. D. E. S. et al. Plankton dynamics under different climate conditions in tropical freshwater systems (a reply to the comment by Sarmento, Amado & Descy, 2013.) **Freshwater Biology**, 58, pags. 2211–2213, 2013.

DOW, C.S. & SWOBODA, U. K. **Cyanotoxins**. In: Ecology of Cyanobacteria. Their Diversity in Time and Space (Eds B.A. Whitton & M. Potts), pp. 613–632, Kluwer Academic, The Netherlands. 2000.

ESTEVEZ, F.A. **Fundamentos de limnologia**. 2 ed. Interciência, Rio de Janeiro. 1998. 602p.

ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 3 ed. Interciência, Rio de Janeiro. 2011. 826p.

FERNANDES, L. F. et al. Comunidades Fitoplanctônicas em Ambientes Lênticos. In: Andreoli, C.V. & Carneiro, C. **Gestão Integrada de Mananciais de Abastecimento Eutrofizados**. Curitiba. Sanepar. Finep. 2005. 305-366p.

FERNANDES, V. O. et al. Ecologia de cianobactérias: fatores promotores e consequências das floracões. **Oecol Bras**, 13, pags. 247–258, 2009.

FERRÃO-FILHO, A. S. et al. Florações de Cianobactérias tóxicas no Reservatório do Funil: dinâmica sazonal e consequências para o zooplâncton. **Oecol. Bras.**, 13(2): 346-365, 2009.

FERREIRA, A. C. A.; BARBOSA, J. E. L.; SANTOS, G. L. D. dos. **Estrutura de algas perifíticas em substratos naturais no riacho Aveloz, bacia do rio Taperoá, semi-árido paraibano.** 2005.

FERREIRA, F. A. et al. Estrutura da comunidade de macrófitas aquáticas em três lagoas do Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. **Hoehnea**, 37 (1), p.43-52, 2010.

FERREIRA, T. F. **O papel das macrófitas aquáticas submersas para a dinâmica de lagos rasos subtropicais.** Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, Brasil. 2009. 164 f.

FONSECA, M. DO N. **Crescimento da macrófita aquática *Egeria densa* (Planchon) na presença de potenciais competidores e sob influência do enriquecimento artificial de nutrientes.** Dissertação de Mestrado. Centro de Biociências e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense. 2008. 137 f.

FREITAS, F. R. S.; RIGHETTO, A. M.; ATTAYDE, J. L. Cargas de fósforo total e material em suspensão em um reservatório do semiárido brasileiro. **Oecologia Australis**, 15. 655-665, 2011.

GHEYI, H. R. et al. **Recursos Hídricos em Regiões Semiáridas: Estudos e Aplicações.** Instituto Nacional do Semiárido. 1ª ed. 2012. 282 p.

GRAHAM, M. D. and VINEBROOKE, R. D. Extreme weather events alter planktonic communities in boreal lakes. *Limnol. Oceanogr.* 54, Pags. 2481–2492, 2009.

HEO, W.; KIM, B. The effect of artificial destratification on phytoplankton in a reservoir. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v. 524, p. 229-239, 2004.

HILLEBRAND, H. et al. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. **Journal of Phycology**, 35, *pages*. 403– 424, 1999.

HILT, S.; GROSS, E. M. Can allelopathically active submerged macrophytes stabilise clear-water states in shallow eutrophic lakes? **Basic Appl Ecol**, 9, *pages*. 422 – 432, 2008.

HU, Z. et al. Uniformisation of phytoplankton chlorophyll a and macrophyte biomass to characterise the potential trophic state of shallow lakes. **Ecological Indicators**, 37, pags. 1 – 9, 2014.

JEPPESEN, E. et al. Climate change effects on runoff, catchment phosphorus loading and lake ecological state, and potential adaptations. **Journal of Environmental Quality**, 38, pags. 1930–1941, 2009.

KARJALAINEN, H.; SEPPALA, S. & WALLS, M. Nitrogen, phosphorous and Daphnia grazing in controlling phytoplankton biomass and composition – an experimental study. **Hydrobiologia**, 363, pags. 309-321, 1998.

KISSOON, L. T. T. et al. Macrophytes in shallow lakes: relationships with water, sediment and watershed characteristics. **Aquatic Botany**, vol .109, p. 39-48, 2013.

KOSTEN, S. et al. Lake and watershed characteristics rather than climate influence nutrients limitation in shallow lakes. **Ecological applications**, 19, pags. 1791-1804, 2009.

KOSTEN, S. et al. Effects of submerged vegetation on water clarity across climates. **Ecosystems**, 12, pags. 1117–1129, 2009.

KOSTEN, S. et al. Ambiguous climate impacts on competition between submerged macrophytes and phytoplankton in shallow lakes. **Freshwater Biology**, 56, pags. 1540–1553, 2011.

KRUK, C. et al. Classification Schemes for Phytoplankton: a Local Validation of Functional Approach to the Analysis of Species Temporal Replacement. **Journal of Plankton Research**, v. 24, p. 901-912, 2002.

KRUK, C. et al. A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. **Freshwater Biology**, 55, pags. 614–627, 2010.

LEGENDRE, L. The significance of microalgal blooms for fisheries and for the export of particulate organic carbon in oceans. **Journal of Plankton Research**, 12 (4), 681-699, 1990.

LEHMAN, J. T. **Selective herbivory and it's role in the evolution of phytoplankton growth strategies**. In: Growth and Reproductive Strategies of Freshwater Phytoplankton (Eds C.D. Sandgren). Cambridge University Press, Cambridge, pags. 369–387, 1991.

LOBO, E. A. & LEIGHTON, G. Estructuras comunitarias de las fitocenosis planctónicas de los sistemas de desembocaduras de ríos y esteros de la Zona Central de Chile. **Revista de Biología Marina y Oceanografía**, 22, pags. 1-29, 1986.

LOPES, I. R. **Estudo da taxocenose fitoplanctônica de uma pequena represa urbana eutrofizada, o lago do amor, com ênfase em interações com macrófitas aquáticas e o ciclo hidrológico**. Programa de Pós-graduação em Tecnologias Ambientais da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. 2009. 84 p.

LUND, J. W. G.; KIPLING, C. & LECREN, E. D. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. **Hydrobiologia**, 11, pags. 143–170, 1958.

LURLING, M. et al. Comparison of cyanobacterial and green algal growth rates at different temperatures. **Freshwater Biology**, 58, pags. 552–559, 2013.

LOBO, E. A.; CALLEGARO, V. L. M.; BENDER, E. P. **Utilização de algas diatomáceas epilíticas com indicadoras da qualidade da água em rios e arroios na região hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil**. Santa Cruz do Sul. EDUNISC, P.127, 2002.

MARGALEF, R. **Limnologia**. Editora Omega, Barcelona, 1983. 1100 p.

MEDEIROS, L. et al. Is the future blue-green or brown? The effects of extreme events on phytoplankton dynamics in a semi-arid man-made lake. **Aquat Ecol.**, págs. 1-15, 2015.

MEDINA-GOMEZ, I., and HERRERA-SILVEIRA, J. A. Spatial characterization of water quality in a karstic coastal lagoon without anthropogenic disturbance: a multivariate approach. **Estuaruarine Coast. Shelf Science**, 58, pags. 455–465, 2003.

MOSS, B. Manipulação de Plantas aquáticas. In: Di Bernardi, R. & Giussani, G. (eds.). **Diretrizes para o Gerenciamento de Lagos: Biomanipulação para o Gerenciamento de Lagos e Reservatórios**. Volume 7, São Carlos: ILEC:IIIE: 97-111p.

NASELLI-FLORES, L. & BARONE, R. Pluriannual morphological variability of phytoplankton in a highly productive Mediterranean reservoir (Lake Arancio, Southwestern Sicily). **Hydrobiologia**, 578, pags. 87–95, 2007.

NYGAARD, K. & TOBIESEN, A. Bacterivory in algae: a survival strategy during nutrient limitation. **Limnology and Oceanography**, 38, pags. 273 – 279, 1993.

NYGAARD, G. Hydrobiological studies on some Danish ponds and lakes, II. The quotient hypothesis and some new or little known phytoplankton organisms. Kongl. Danske Videns. Selskab. **Biol. Skrifter**, 7, p. 1-293, 1949.

OZIMEK, T. et al. Can macrophytes be useful in biomanipulation of lakes? The lake Zwemlust example. **Hydrobiologia**. 200- 201, 399-407, 1990.

PADISÁK, J. et al. Dominant species, functional assemblages and frequency of equilibrium phases in late summer phytoplankton assemblages in Hungarian small shallow lakes. **Hydrobiologia**, 502, pags. 157-168, 2003.

PALMER, C.M. Algae in Water Supplies: An Illustrated Manual on the Identification, Significance and Control of Algae in Water Supplies. Washington: Public Health Service. Division of Water Supply and Pollution Control. 88p. 1958.

PANOSSO, R. F. *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, p. 433-449, 2007.

PATRICK, R. The structures of diatom communities under varying ecological conditions. **Ann. New York Acad. Sci**, v.108, p.353-358, 1963.

PHILLIPS, G. L. et al. A mechanism to account for macrophyte decline in progressively eutrophicated freshwaters. **Aquatic Botany**, 4, pags. 103–126, 1978.

PINARDI, M. et al. Net autotrophy in a fluvial lake: the relative role of phytoplankton and floating-leaved macrophytes. **Aquatic Sciences**, 73: 389 – 403, 2011.

POMPÊO, M. L. M. & MOSCHINI-CARLOS, V. **Macrófitas aquáticas e perifiton, aspectos ecológicos e metodológicos**. São Carlos: Ed. RiMa. 134p. 2003.

POMPÊO, M. L. M. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 3. p. 406-424, 2008.

RANGEL, L. M. Phytoplankton biomass is mainly controlled by hydrology and phosphorus concentrations in tropical hydroelectric reservoirs. **Hydrobiologia**, 693, 13–28, 2012.

REYNOLDS, C. S. What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of diferente trophic status? **Hydrobiologia**, v. 369/370, p.11-26, 1998.

REYNOLDS, C.S. et al. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research**, v. 24, p. 417- 429, 2002.

RODRIGUES, L. H. R. **Reguladores da dinâmica das comunidades planctônicas e íctica em ecossistemas límnicos subtropicais**. Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, Brasil. 2009. 126 f.

ROSS, J. **Práticas de Ecologia**. Barcelona: Omega. 1979.

RUESINK, J. L. Diatom epiphytes on *Odonthalia floccosa*: The importance of extent and timing. **Journal of Phycology**, 34, pags. 29-38, 1998.

SÁNCHEZ, M. L. et al. Changes in the phytoplankton structure in a Pampean shallow lake in the transition from a clear to a turbid regime. **Hydrobiologia**, pags. 1 – 12, 2014.

SANTOS, V. V. dos. **Distribuição espacial e ecologia de macrófitas aquáticas do Rio Ipojuca, Pernambuco, Brasil**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Geografia (PPGeo). Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). 2014.72 f.

SCHEFFER, M. et al. Mega-planta simulation model of the dynamics of submerged plants. **Aquatic Botany**, 45. 341-356, 1993.

SCHEFFER, M. Ecology of Shallow Lakes. **Chapman & Hall**, London, p. 357, 1998.

SCHEFFER, M & VAN NES, E. H. Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. **Hydrobiologia**, 584, pags. 455 – 466, 2007.

SHANNON, C.E. & WEAVER, W. The mathematical theory of communication. Urbana, Univ. of Illinois Press, pags. 173, 1963.

SILVA, A. P. C. **Biomonitoramento da qualidade de água e percepção ambiental na bacia hidrográfica apodi-mossoró, RN**. Dissertação de Mestrado. Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente. Universidade Federal do Rio Grande do Norte (PRODEMA/UFRN). 2013. 103 f.

SILVA-FILHO, M. I. **Perturbação hidrológica, estabilidade e diversidade de macroinvertebrados em uma zona úmida (lagoas intermitentes) do semiárido brasileiro.** Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais). Universidade Federal de São Carlos - São Carlos, 2004. 169 f.

SILVA, P. R. N. da. **Efeitos da poluição pontual e difusa na qualidade de água em reservatórios do semiárido.** Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental. Universidade Estadual da Paraíba (UEPB). 2015. 58 f.

SMITH, V. H. & SCHINDLER, D. W. Eutrophication science: where do we go from here? **Trends in Ecology and Evolution**, 24:201–207, 2009.

TRINDADE, C. R. T. et al. Temporal variation in the biomass and nutrient status of *Azolla filiculoides* Lam. (SALVINIACEAE) in a small shallow dystrophic lake. **Acta Limnol Brasiliensia**, vol. 23, no. 4, p. 368-375, 2011.

TUNDISI, J.G. & TUNDISI, T.M. *Limnologia*. Oficina de Texto, São Paulo. 2008. 632p.

TUNDISI, J. G. et al. The responses of reservoir of Southern Brazil to the passage of cold fronts as reflected by physical, chemical and biological variables. **Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie**, v. 29, p. 2124-2128, 2006.

UHELINGER, V. Étude statistique des methodes de dénombrement planctonique. **Archives of Science**, 17(2), pags. 121-223, 1964.

UTERMÖHL, H. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. **Mitteilung Internationalen Verein Limnologie**, 9: pags. 1- 38, 1958.

VANDERSTUKKEN, M. et al. Biological control of phytoplankton by the subtropical submerged macrophytes *Egeria densa* and *Potamogeton illinoensis*: a mesocosm study. **Freshwater Biology** 56, 1837–1849, 2011.

VANDERSTUKKEN, M. et al. Long-term allelopathic control of phytoplankton by the submerged macrophyte *Elodea nuttallii*. **Freshwat Biol**, 59, pags. 930–941, 2014.

VAN NES, H. et al. Aquatic macrophytes: restore, eradicate, or is there a compromise? **Aquatic Botany**, 72, pags. 387-403, 2002.

VASCONCELOS, J. F. et al. Cianobactérias em reservatórios do Estado da Paraíba: ocorrência, toxicidade e fatores reguladores. **Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia**, v. 39, p. 1-20, 2011.

VASCONCELOS, J. F. de. **Ocorrência de estados estáveis alternativos em reservatórios do semiárido e sua influência na dinâmica das comunidades aquáticas**. Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá (UEM). 2013. 1-88p.

VIDAL, L. & KRUK, C. *Cylindrospermopsis raciborskii* (cyanobacteria) extends its distribution to Latitude 34°53'S: taxonomical and ecological features in Uruguayan eutrophic lakes. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, 3, pags. 142–151, 2008.

VIEIRA, P. C. S. **Comunidade fitoplanctônica como discriminador ambiental em açude eutrófico tropical semiárido (Barragem Armando Ribeiro Gonçalves, RN) e divulgação científica para reflexão social**. Dissertação apresentada ao Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (PRODEMA/UFRN). 2013. 1-148 p.

WETZEL, R. G. **Limnologia**. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa. 1983.

XIE, D. et al. Differences in the regeneration traits of *Potamogeton crispus* turions from macrophyte- and phytoplankton-dominated lakes. **Nature**, pags. 1-15, 2015.

XU, R. et al. Recovery limitation of endangered *Ottelia acuminata* by allelopathic interaction with Cyanobacteria. **Aquat Ecol.**, pags. 1-15, 2015.

ANEXOS

ANEXO A – TÁXONS FITOPLANCTÔNICOS

Relação de táxons fitoplanctônicos genéricos e infragenéricos identificados nos reservatórios Argemiro de Figueiredo (com ausência de macrófitas) e Epitácio Pessoa (com presença de macrófitas) no período de Outubro de 2014 à Julho de 2015.

TÁXONS	EPITÁCIO PESSOA	ARGEMIRO DE FIGUEREDO
CLASSE CYANOPHYCEAE		
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> W. West & G.S. West 1912	X	X
<i>Aphanocapsa annulata</i> G.B. McGregor in McGregor, Fabbro & Lobegeiger 2007	X	X
<i>Aphanocapsa incerta</i> (Lemmermann) Cronberg & Komárek 1994	X	X
<i>Aphanothece conglomerata</i> F.Rich 1932	X	
<i>Chroococcus minutus</i> (Kützing) Nägeli	X	X
<i>Coelomoron tropicalis</i> Senna, Peres & Komárek, 1998	X	X
<i>Coelosphaerium evidente</i> Nägeli 1849	X	X
<i>Cuspidothrix tropicalis</i> (Horecká & Komárek) P.Rajaniem, J.Komárek, R.Willame, P.Hrouzek, K.Kastovská, L.Hoffmann & K.Sivonen 2005	X	X
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (Woloszyńska) Seenayya Et Subba Raju 1972	X	X
<i>Dolichospermum circinalis</i> Rabenhorst Ex Bornet & Flahault 1886	X	X
<i>Dolichospermum solitarum</i> Klebahn 1895	X	X
<i>Gleiterinema amphibium</i> (C.Agardh Ex Gomont) Anagnostidis 1989	X	X
<i>Komvophoron schmidlei</i> (Jaag) Anagnostidis & Komárek 1988	X	X
<i>Limnococcus dispersus</i> (Keissler) Lemmermann 1904		X
<i>Limnococcus limneticus</i> (Lemmermann) Komárková, Jezberová, O.Komárek & Zapomlová	X	
<i>Merismopedia glauca</i> (Ehrenberg) Kützing 1845	X	X
<i>Merismopedia punctata</i> (Ehrenberg) Kützing 1845		X
<i>Oscillatoria chalybea</i> Mertens Ex Gomont 1892	X	X

<i>Oscillatoria formosa</i> Bory De Saint-Vincent Ex Gomont 1892	X	
<i>Oscillatoria lacustris</i> (Klebahn) Geitler 1925	X	
<i>Oscillatoria limosa</i> C.Agardh Ex Gomont 1892	X	X
<i>Oscillatória perornata</i> C.Agardh Ex Gomont 1892		X
<i>Planktolingbya limnetica</i> (Lemmermann) Komarkova-Legnerova & Cronberg 1992	X	X
<i>Planktothrix isothrix</i> (Skuja) Komárek & Komárková	X	X
<i>Phormidium</i> sp. Kützing ex Gomont 1892	X	X
<i>Pseudanabaena catenata</i> Lauterborn 1915	X	X
<i>Radiocystis fernandoi</i> Komarek et Komarkova-Legnerova 1993	X	X
<i>Romeria victoriae</i> Komárek & Cronberg 2001	X	
<i>Sphaerocavum brasiliensi</i> De Azevedo & C.L.Sant' Anna 2003	X	X
CLASSE BACILLARIOPHYCEAE		
<i>Achnanthes elata</i> (Leuduger-Fortmorel) Gandhi 1960	X	
<i>Achnanthes linearis</i> (W.Smith) Grunow In Cleve & Grunow 1880	X	
<i>Amphora veneta</i> Kützing 1844	X	
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenb.) Simonsen 1979	X	X
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg 1838	X	X
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing 1844	X	X
<i>Cymbella graciles</i> (Rabenhorst) Cleve 1894	X	
<i>Cymbella tumida</i> (Brébisson) Van Heurck 1880	X	
<i>Cymbella turgida</i> W.Gregory 1856	X	
<i>Eunotia arcus</i> (Fallax) Ehrenberg 1837	X	
<i>Eunotia major</i> (A.Cleve) Cleve-Euler 1953	X	X
<i>Eunotia praerupta</i> Ehrenberg 1843	X	
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg 1838	X	
<i>Gyrosigma attenuatum</i> (Kützing) Rabenhorst 1853	X	
<i>Navícula ambigua</i> Ehrenberg, 1837		X
<i>Navícula elegans</i> Ehrenberg, 1837	X	
<i>Navícula gracilis</i> Ehrenberg 1832	X	
<i>Navícula intermediaria</i> Ehrenberg, 1837	X	
<i>Navícula lacustris</i> Ehrenberg, 1837	X	
<i>Navícula pupula</i> Kützing 1844	X	

<i>Neidum amphigomphus</i> (Ehrenberg) Pfitzer 1871	X	
<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch 1860	X	
<i>Nitzschia palea</i> Ehrenberg, 1837	X	X
<i>Nitzschia recta</i> Ehrenberg, 1837	X	X
<i>Nitzschia scalaris</i> Ehrenberg, 1837	X	
<i>Pinnularia viridis</i> (Nitzsch) Ehrenberg 1843	X	
<i>Rhopalodia gibberula</i> (Ehrenberg) Otto Müller 1895	X	
<i>Stauroneis anceps</i> Ehrenberg 1843	X	
CLASSE CHLOROPHYCEAE		
<i>Actinastrum hantzschii</i> Ehrenberg, 1837	X	X
<i>Coelastrum indicum</i> W.B.Turner 1892		X
<i>Crucigenia quadrata</i> Morren 1830	X	
<i>Crucigenia tetrapedia</i> Nägeli, 1849	X	X
<i>Desmodesmus sp.</i> Ehrenberg, 1837	X	X
<i>Desmodesmus quadricauda</i> Ehrenberg, 1837	X	X
<i>Eudorina elegans</i> Ehrenberg 1832	X	
<i>Eutetramorus fottii</i> (Hindák) Komárek 1979	X	X
<i>Kirchineriella diana</i> Nägeli, 1849	X	
<i>Kirchineriella contorta</i> Nägeli, 1849		X
<i>Monoraphidium irregulare</i> Nägeli, 1849	X	X
<i>Monoraphidium tortile</i> Nägeli, 1849	X	X
<i>Oocystis marssonii</i> Lemmermann 1898	X	X
<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerheim) Chodat 1902		X
<i>Scenedesmus dimorphus</i> Ehrenberg, 1837	X	
<i>Scenedesmus quadrispina</i> Chodat 1913	X	
<i>Scenedesmus obliquus</i> (Turpin) Kützing 1833	X	
<i>Selenastrum gracile</i> Reinsch 1866	X	X
<i>Tetraedron minimum</i> (A.Braun) Hansgirg 1888		X
<i>Tetraedron muticum</i> (A.Braun) Hansgirg 1888	X	
CLASSE EUGLENOPHYCEAE		
<i>Euglena acus</i> (O.F.Müller) Ehrenberg 1830	X	X
<i>Euglena caudata</i> K.Hübner 1886	X	X
<i>Euglena pisciformes</i> Klebs 1883	X	

<i>Euglena polymorpha</i> P.A.Dangeard 1902		X
<i>Euglena proxima</i> P.A.Dangeard 1902	X	
<i>Lepocinclis salina</i> F.E.Fritsch 1914	X	X
<i>Phacus caudatus</i> Hübner 1886	X	X
<i>Phacus longicauda</i> (Ehrenberg) Dujardin 1841	X	
<i>Trachelomonas intermédia</i> P. A. Dangeard 1902	X	
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> Svirenko 1914	X	X
CLASSE ZYGNEMAPHYCEAE		
<i>Closterium acerosum</i> Ehrenberg Ex Ralfs 1848	X	X
<i>Closterium diana</i> Ehrenberg Ex Ralfs 1848	X	
<i>Closterium hybridum</i> Rabenhorst 1863	X	X
<i>Closterium limneticum</i> Lemmermann 1899	X	X
<i>Closterium navícula</i> (Brébisson) Lütkemüller 1905	X	X
<i>Cosmarium abbreviatum</i> Raciborski 1885	X	X
<i>Cosmarium laeve</i> Rabenhorst 1868		X
<i>Cosmarium quadratum</i> Ralfs Ex Ralfs 1848	X	
<i>Cylindrotheca closterium</i> (Ehrenberg) Reimann & J.C.Lewin 1964		X