

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE
AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS

JANIELE FRANÇA DE VASCONCELOS

**Ocorrência de estados estáveis alternativos em reservatórios do semiárido e
sua influência na dinâmica das comunidades aquáticas**

Maringá
2013

JANIELE FRANÇA DE VASCONCELOS

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, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais.

Área de concentração: Ciências Ambientais

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Sueli Train

Coorientador: Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa

Maringá
2013

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)"
(Biblioteca Setorial - UEM. Nupélia, Maringá, PR, Brasil)

V331o

Vasconcelos, Janiele França de, 1985-

Ocorrência de estados estáveis alternativos em reservatórios do semiárido e sua influência na dinâmica das comunidades aquáticas / Janiele França de Vasconcelos. -- Maringá, 2013.

89 f. : il. (algumas color.).

Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2013.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Sueli Train.

Coorientador: Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa.

1. Ecologia de reservatórios - Paraíba (Estado). 2. Fitoplâncton de água doce - Reservatórios - Paraíba (Estado). I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -577.63098133
NBR/CIP - 12899 AACR/2

JANIELE FRANÇA DE VASCONCELOS

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, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof.^a Dr.^a Sueli Train
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof. Dr. Marcelo Manzi Marinho
Universidade Estadual do Rio de Janeiro (UERJ)

Prof.^a Dr.^a Norma Catarina Bueno
Universidade Estadual do Oeste do Paraná (Unioeste)

Prof. Dr. Fabio Amodêo Lansac-Tôha
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá

Dr.^a Luzia Cleide Rodrigues
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá

Aprovada em: 08 de novembro de 2013.

Local de defesa: Anfiteatro Prof. “Keshiyu Nakatani”, Nupélia, Bloco G-90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

AGRADECIMENTOS

As páginas a seguir compõem um pré-requisito técnico para que eu obtenha o título de doutora, mas pessoalmente considero a concretização de um sonho. Pode parecer retórico, mas desde criança sempre falava que seria doutora, no início era no sentido da prática da medicina, mas depois dos oito anos, lembro claramente que falava aos meus pais que iria me tornar doutora para ser cientista. No meu imaginário (para os meus amigos "fantástico mundo de Bobby") eu viajava em águas longínquas buscando soluções para problemas sociais, ambientais e a cura de doenças... Enfim, após o ato da defesa posso falar que realizei um sonho de infância, conquistei o meu sonho puro, sou cientista!!!

Contudo essa conquista só está sendo possível porque alguns milhões e milhares de pessoas contribuíram. Não é exagero, minha caminhada até aqui foi possível graças a milhares de trabalhadores brasileiros que pagam regularmente seus impostos e custearam minha educação na escola pública (Lyceu Paraibano) e na Universidade (UEPB) e me proporcionaram bolsas de Iniciação científica (PIBIC, AT), mestrado e doutorado, todas fomentadas pelo CNPq, assim a todos estes honestos trabalhadores, muito obrigada! Espero retribuir o investimento com a aplicabilidade do aprendizado.

Em meio a esses milhares, algumas dezenas devem ser destacadas, pois estiveram ao meu lado durante esta longa caminhada:

Agradeço a minha família pelo apoio incondicional, pela compreensão e incompreensão. Mainha (Eudinete), Painho (João), vocês são fundamentais em toda a minha trajetória, mesmo a distância. Os desafios são (não acabaram ainda) enormes, mas sempre posso contar com vocês, nos momentos de sucesso, e principalmente nas ocasiões de fracasso, onde busco consolo e uma segurança que não encontro em nenhum outro lugar.

Danielly, minha irmã, uma mistura de pai e mãe, para me colocar juízo e me incentivar as "doidices". Nesses últimos meses, mesmo hibernando, você foi fundamental para conclusão desse trabalho, desde o apoio logístico ao emocional. Quando eu "crescer" quero ser como você, o orgulho da família!!! Obrigada por tudo!

Etham, meu pai presente, mais que orientador, meu maior incentivador na carreira acadêmica. Ao longo desses oito anos, nos tornamos colega de profissão e principalmente amigos. Obrigada por todo o incentivo, confiança, financiamento, conselhos, carinho. Sempre falo para o meu pai que a relação pai e filho não têm divórcio, é para o resto a vida, e como eu me considero adotada (rsrsr), para nós também não vai ter! Eu quero retribuir todo o investimento (financeiro e emocional) trabalhando do seu lado para construir um LEAq/UEPB cada vez melhor! Valeu!

A Prof.^a Sueli, agradeço muito pela receptividade, desde o primeiro e-mail trocado sobre a orientação, a minha estadia em Maringá. Agradeço principalmente pela confiança depositada para a concretização desse trabalho. Durante nossa convivência aprendi muito mais que limnologia, mas sua força e determinação são exemplos a serem cogitados nas minhas tomadas de decisão.

A meu querido Djhonattas, obrigada pelos melhores e piores dias da minha vida. Ao longo dessa nossa caminhada descobri que o verdadeiro amor está muito além do romantismo, e não tem muito a ver com o erotismo, mas se vincula ao trabalho e ao cuidado a que se professam duas pessoas realmente comprometidas. Esse doutoramento não teria sido o mesmo sem a sua companhia. Obrigada por tudo.

Ao meu Bebê Spock, meu querido e inocente cachorro, minha válvula de escape diante de todos os desafios enfrentados nestes dois anos e meio. Acredito que seja o primeiro cachorro limnólogo da Paraíba com naturalidade paranaense, que adora água, papel e computador!!! rsrsrsr.

Dona Terezinha, minha culta vizinha, esses últimos dias de estresse foram arrefecidos, pela sua companhia. Obrigada pelo apoio, preocupação, amizade, por me tirar do mundo da Limnologia por alguns instantes e me transportar a minha outra paixão, a literatura, através de nossas trocas de figurinhas literárias. Obrigada por me ouvir, sempre com discrição, e pelos valiosos conselhos.

Aos amigos do Laboratório de Fitoplâncton do Nupélia muito obrigada pelos excelentes momentos de descontração, receptividade, incentivo e confiança, em especial a Susi e Luzia, pelo aprendizado e amizade.

"To my team", todos os "leaqueanos" que me auxiliaram a concretizar as coletas, análises, e estiveram ao meu lado durante o processo de colete, análise e escrita da tese, Dani, Evaldo, Flávia, Rosa, Shakira, Morgana, Chico, Daiane, Elielza, Cíntia, Lígia, Izabele, Carlinda e Juliana, todos de algum modo tem um parcela de "culpa" nesse trabalho.

Dani, Evaldo e Rosa, agradecimento especial para vocês, meus amigos, mesmo nos desentendendo, nos entendemos, não é mesmo? Obrigada pelos conselhos, pela terapia de grupo (rsrsrs), incentivo, compreensão, motivação, enfim, por tudo. Adoro vocês!

Paulo, não tenho palavras para expressar minha gratidão diante da seriedade e compromisso que você teve ao realizar as coletas, um exemplo de competência e amizade sincera, obrigada por tudo amigo! O mesmo posso dizer a Silvana (Pedra que chora!rsrsr), seu auxílio nas análises químicas foram fundamentais para que tudo se concretizasse.

Camila, oficialmente obrigada pelo meu "London Gifty" e por nos sustentar no lab com o mais famoso frango no bacon da Paraíba (cortesia Regis do Galeto), bife de panela e carne de Sol, nos livrando da "calabresa santa de todo dia" durante o período sem o R.U. Humildade, serenidade e comprometimento são aspectos da sua personalidade que me ensinaram muito nesses últimos dias.

Ao meu "fiel escudeiro", "my son", não são necessárias palavras para nos entendermos, não é Gustavo? "Nós é nós". Muito obrigada pelo incentivo constante, motivação, alegria, conversas mono e polissilábicas a cerca da vida, das pessoas, das criaturas, da estatística e da Raposa. Talvez você não tenha percebido, mas quando tudo estava desandando, a motivação caindo, você vinha com um trabalho para construirmos. Topava todas as minhas idéias, sensatas e insensatas, sábados, domingos e feriados. Compartilhamos sucessos e fracassos. Agora sim, to acabando para fazermos mais 1001 coisas, rumo ao "Nobel da Limnologia" (srsrsrs). Quero deixar público que tenho orgulho de estar participando da sua formação e do quanto sou agradecida por você estar contribuindo para a minha.

Aos meus amigos "un pop" de Maringá, Cadu, Alexandrina e Carol agradeço pela companhia, descontração e conversas sobre tudo e sobre nada durante minha estadia em Maringá.

Aos professores doutores, Sidnei Thomaz, Luiz Hepp, Enio Dantas, Erik Jeppesen pelas contribuições aos trabalhos da tese.

Ao PEA/UEM, em especial, a Aldenir, pela atenção, paciência e simpatia ao tratar meus pedidos e dúvidas, sempre disposta a ajudar, pessoalmente ou virtualmente.

A Deus "Deus é capaz de transformar tua vida. O impossível Ele fará porque é precioso aos seus olhos, e se tiveres a coragem e a loucura de acreditar, então irás provar que Ele pode muito mais!" Eu creio!

Sonhar o sonho impossível,
Sofrer a angústia implacável,
Pisar onde os bravos não ousam,
Reparar o mal irreparável,
Amar um amor casto à distância,
Enfrentar o inimigo invencível,
Tentar quando as forças se esvaem,
Alcançar a estrela inatingível:
Essa é a minha busca.

- Dom Quixote -

Ocorrência de estados estáveis alternativos em reservatórios do semiárido e sua influência na dinâmica das comunidades aquáticas

RESUMO

O objetivo deste estudo foi identificar a ocorrência de estados estáveis alternativos em reservatório do semiárido tropical, bem como os fatores reguladores de sua ocorrência. Para melhor compreensão desses processos os resultados obtidos foram dispostos em três abordagens complementares (i) os efeitos dos extremos climáticos de seca e chuva sobre os padrões de variação da comunidade de macrófitas submersas; (ii) controles ascendente e descendente (predação pelo zooplâncton) que determinam a dinâmica da comunidade fitoplanctônica; (iii) ocorrência de estados estáveis alternativos em reservatório da região semiárida tropical e os gatilhos que determinam as mudanças. Foram realizadas amostragens mensais no período de janeiro a dezembro de 2011, ao longo de 12 transecções no reservatório Camalaú (7°53'33.94" S 36°50'39.16" W), localizado no trópico semiárido brasileiro. Além deste, foram também consideradas as amostragens mensais realizadas no reservatório Cordeiro (7°47'38.00" S 36°40'14.04" W). As alterações no volume do reservatório foram o fator hidrológico de maior importância para a variação das comunidades aquáticas, bem como da ocorrência dos estados estáveis alternativos nesses ecossistemas. Limitação por nutriente foi observado apenas para o período chuvoso, sendo o nitrogênio o fator limitante. Os períodos hidrológicos de seca (águas claras) e chuva (águas turbidas) corresponderam aos estados estáveis alternativos sendo as alterações provocadas pelo ciclo hidrológico sobre a comunidade de macrófitas submersas, os gatilhos motivadores das mudanças de estado, acarretando um "feedback" positivo sobre as concentrações de fósforo do sistema.

Palavras-chave: Estabilidade. Fitoplâncton. Macrófitas submersas. Ciclo hidrológico.

Occurrence of alternative stable states in semiarid reservoir and their influence on the dynamics of aquatic communities

ABSTRACT

This study aimed identify the occurrence of alternative stable states in the semiarid tropical reservoir and its regulatory factors. For better understanding the results were arranged in three complementary sections about: (i) the effects of climatic extremes of dry and rain on patterns of variation in submerged macrophyte community, (ii) effects bottom up and top down (predation by zooplankton) in variability of phytoplankton community, (iii) occurrence of alternative stable states in semiarid tropical reservoir and the triggers that determine the changes. During January to December 2011, sampled were colleted monthly, along 12 transects in the reservoir Camalaú (7 ° 53'33 .94 " S 36 ° 50'39 .16 " W) located in the Brazilian semi-arid region. Were also considered monthly sampling conducted in Cordeiro reservoir (7 ° 47'38 .00 " S 36 °40'14 .04 " W). Changes in the hidrological level of the reservoir were the most importance in dinamic of aquatic communities, and regulate the occurence of alternative stable states in the ecosystems. Nutrient limitation was observed only during the rainy season and nitrogen is the limiting factor. Hydrological periods of dry (clear water) and rain (turbid waters) corresponded to alternative stable states and the changes caused by the hydrological cycle on the community of submersed macrophytes was the trigger of state changes, causing a positive feedback on phosphorus concentrations in the system.

Keywords: Stability. Phytoplankton. Submerged macrophytes. Hydrological cycle.

Esta tese foi elaborada e formatada conforme as normas das
publicações científicas:

Limnetica. Disponível em:
<<http://www.limnetica.com/pdf/autores.pdf>>;

Ecosystems. Disponível em:
<<http://www.springer.com/life+sciences/ecology/journal/10021>>

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	11
REFERÊNCIAS	14
2 EFEITOS DOS EXTREMOS CLIMÁTICOS DE SECA E CHUVA SOBRE OS PADRÕES DE VARIAÇÃO E CO-OCORRÊNCIA DE Egeria Densa PLANCHON E Chara Braunii GMEL EM RESERVATÓRIO DO SEMIÁRIDO TROPICAL	16
RESUMO	16
2.1 INTRODUÇÃO	17
2.2 MATERIAL E MÉTODOS	18
2.2.1 Área de Estudo	18
2.2.2 Amostragem e métodos de análise	19
2.2.3 Tratamento estatístico dos dados.....	21
2.3 RESULTADOS	21
2.4 DISCUSSÃO.....	29
REFERÊNCIAS	33
3 DISPONIBILIDADE DE LUZ E HERBIVORIA REGULAM A DINÂMICA DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA EM RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO TROPICAL?	38
RESUMO	38
3.1 INTRODUÇÃO\	39
3.2 MATERIAL E MÉTODOS	40
3.2.1 Área de Estudo	40
3.2.2 Amostragem e análise das amostras.....	431
3.2.3 Tratamento estatístico dos dados	433
3.3 RESULTADOS	433
3.4 DISCUSSÃO.....	53
REFERÊNCIAS	57
4 REGIME DE MUDANÇAS E ESTABILIDADE DE COMUNIDADES AQUÁTICAS EM RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO TROPICAL: ESTADOS ESTÁVEIS ALTERNATIVOS	64
RESUMO	64
4.1 INTRODUÇÃO	64
4.2 MATERIAL E MÉTODOS	66
4.2.1 Área de Estudo	66
4.2.2 Amostragem e análise das amostras.....	67
4.2.3 Tratamento estatístico dos dados.....	69
4.3 RESULTADOS.....	70
4.3.1 Variáveis ambientais.....	70
4.3.2 Comunidades aquáticas	74
4.3.3 Estabilidade das comunidades aquáticas	74
4.4 DISCUSSÃO.....	77
REFERÊNCIAS	81
ANEXOS	85

1 INTRODUÇÃO GERAL

As zonas áridas e semiáridas representam um terço da cobertura terrestre do planeta, abrangendo cerca de 61 milhões de km² (Pimm, 2001; Leemans & Kleidon, 2002), sendo as mesmas habitadas por um quinto da população humana do mundo (Galbally *et al.*, 2010). Além disso, estima-se que as áreas semiáridas da região tropical do planeta cobrem a maioria dos países em desenvolvimento, incluindo a América Latina, a África sub-saariana, Índia e Sudeste da Ásia (Icrisat, 1998). Três grandes regiões áridas e semiáridas são representadas na América do Sul: a região Guajira, no norte da Colômbia e Venezuela, a diagonal seca do Cone Sul, que abrange da Patagônia, Argentina, Chile e nos Andes, e a região do semiárido nordeste do Brasil (Ab'Saber, 2003; Cavalcante & Salles, 2011).

Para mitigar os efeitos das intemperies climáticas sobre o desenvolvimento das populações em áreas de clima árido e semiárido a construção de reservatórios é uma prática frequente. O semiárido brasileiro é marcado pelo grande número de reservatórios que permitem a retenção da água para provimento de necessidades das populações humanas durante a seca (Annor *et al.*, 2009), além do desenvolvimento de atividades de irrigação, piscicultura, industriais e lazer (Chellappa *et al.*, 2009).

Dentre os possíveis tipos de deterioração destes sistemas, destacam-se os efeitos de flutuações no nível da água e eutrofização, os quais podem induzir mudanças de um estado de águas claras, oligotróficas (dominado pela vegetação aquática submersa) para um estado turbido, eutrofizado (dominado pelo fitoplâncton) (Moss, 1990; Scheffer, 1998). Esta transformação na qualidade da água tem sido abordada pela limnologia nas últimas décadas, e assim como em ecossistemas terrestres, a possibilidade de ambientes existirem em mais de um estado configurável de equilíbrio tem sido investigada (Sutherland, 1990), dando origem à teoria dos estados estáveis alternativos (May, 1977).

Esta teoria considera que se existe apenas uma base de atração, o sistema voltará ao estado original após a passagem do efeito da perturbação. Entretanto, se existem estados alternativos de equilíbrio para uma dada condição, uma determinada perturbação poderá levar o sistema para outra base de atração, ou seja, o sistema passa para outro estado de equilíbrio. A mudança para outro estado estável de equilíbrio depende tanto da força de perturbação, como do tamanho da base de atração. Em termos de estabilidade, se o lago é raso, uma pequena perturbação pode ser suficiente para que a esfera vença um obstáculo de subida, deslocando-a para outro estado alternativo de equilíbrio. A resiliência seria exatamente a

máxima perturbação absorvida pelo sistema que pode ser tomada sem causar uma troca para outro estado estável (Scheffer, 1998).

A existência dos estados alternativos em lagos está associada à transparência da água ou turbidez e conseqüentemente aos níveis de interações tróficas em cascata no sistema (Jeppensen *et al.*, 1997). O estado de água turbida é decorrente da proliferação de algas fitoplanctônicas e cria condições desfavoráveis ao estabelecimento de plantas submersas, pois a turbidez impede a penetração da luz nas camadas mais profundas inibindo o crescimento das mesmas (Van den Berg *et al.*, 1998). Porém, um estado claro de transparência da água permite o desenvolvimento e sucessão da vegetação submersa (Blindow *et al.*, 1993; Scheffer *et al.*, 1994) e favorece condições meso a oligotróficas, maior equilíbrio entre níveis tróficos (equitabilidade e diversidade de organismos), prevenindo a dominância de cianobactérias (Van Nes *et al.*, 2002).

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. Os estados dominados por fitoplâncton ou plantas aquáticas produzem direta ou indiretamente mecanismos de auto-regulação que condicionam sua permanência. Alguns distúrbios, como redução drástica do nível de água, podem provocar a passagem do predomínio do fitoplâncton a plantas submersas (Scheffer, 1998; Mazzeo *et al.*, 2003). Nestes casos ocorre o favorecimento da vegetação submersa.

Os impactos potenciais da vegetação submersa no sistema e o decréscimo das macrófitas com o estado turbido são importantes fatores a serem considerados na elaboração de planos de gestão dos ecossistemas. Alguns reservatórios apresentam recorrentes mudanças entre um estado claro e um turbido, os quais parecem ser dirigidos por uma combinação dos processos internos e das forças relacionadas aos ciclos dos nutrientes (Perrow *et al.*, 1994; Hargeby *et al.*, 2004). Os mecanismos que levam às mudanças de estados ainda são difíceis de identificar, havendo indícios que mudanças no nível da água afetam o desempenho das macrófitas submersas e podem ser gatilhos que desencadeiam os processos de mudanças (Scheffer *et al.*, 1993)

Diversos fatores contribuem para o estabelecimento dos estados alternativos, e entender esses mecanismos é uma importante ferramenta para prevenir a eutrofização nesses sistemas (Mazzeo *et al.*, 2003). Para serem eficazes, os esforços de conservação e gestão, de ecossistemas aquáticos do semiárido, faz-se necessária a compreensão e manutenção dos processos ecossistêmicos fundamentais e seus fatores direcionadores (por exemplo, perturbação hidrológica), bem como as vias de dispersão e seus refúgios associados. Estes

agentes têm sido apontados como os aspectos mais importantes para resiliência das comunidades aquáticas e a manutenção da biodiversidade (Maltchik & Medeiros, 2006).

Assim, o objetivo deste estudo foi identificar a ocorrência de estados estáveis alternativos em reservatório do semiárido tropical, bem como os fatores reguladores desta ocorrência. Para melhor compreensão desses processos os resultados obtidos foram dispostos em três vertentes conforme o que segue:

1 Efeitos dos extremos climáticos de seca e chuva sobre os padrões de variação e co-ocorrência de *Egeria densa* Planchon e *Chara braunii* Gmel em reservatório do semiárido tropical

Objetivo: analisar os efeitos dos extremos climáticos de seca e chuva nos padrões de variação temporal e espacial das populações de *E. densa* e *C. braunii* e sua relação com variáveis limnológicas.

2 Disponibilidade de luz e herbivoria regulam a dinâmica da comunidade fitoplanctônica em reservatórios do semiárido tropical?

Objetivo: reconhecer os controles ascendente e descendentes (zooplâncton) que determinam a variação na dinâmica da comunidade fitoplanctônica em reservatórios no trópico semiárido, relacionando-os ao ciclo hidrológico.

3 Regime de mudanças e estabilidade de comunidades aquáticas em reservatório do semiárido tropical: estados estáveis alternativos ?

Objetivo: analisar a ocorrência de estados estáveis alternativos em reservatórios da região semiárida tropical e os gatilhos que determinam as mudanças, tanto na perspectiva de ecossistemas quanto de comunidades.

REFERÊNCIAS

- AB'SABER, A. 2003. Os domínios da natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas. Cotia:Ateliê.160 p.
- ANNOR, F. O., VAN DE GIESEN, N., LIEBE, J., VAN DE ZAAG, P., TILMANT, A., & ODAI, S. N. 2009. Delineation of small reservoirs using radar imagery in a semi-arid environment: A case study in the upper east region of Ghana. *Physics and Chemistry of the Earth*, 34:309-315.
- BLINDOW, I; ANDERSON, G; HARGEB, A. & JOHANSSON, S. 1993. Long-term pattern of alternative stable states in two shallow eutrophic lakes. *Freshwater Biology*, 30: 159-167.
- CAVALCANTE, AMB. and SALLES, PA. 2011. Artificial islands in the Brazilian semiarid region. *International Journal of Ecology and Environmental Sciences*, 37,(1):75-79.
- CHELLAPPA, S.; BUENO, R. M.; CHELLAPPA, T.; CHELLAPPA, N. T.; ALMEIDA E VAL, V. M. F. 2009. Reproductive seasonality of the fish fauna and limnoecology of semi-arid Brazilian reservoirs. *Limnologia - Ecology and Management of Inland Waters*, 39:325-329.
- GALBALLY, I., MEYER, CP., WANG, YP. and KIRSTINE, W. 2010. Soil-atmosphere exchange of CH₄, CO, N₂O and NO_x and the effects of land-use change in the semiarid Mallee system in Southeastern Australia. *Global Change Biology*, 16: 2407-2419.
- HARGEBY, A., I. BLINDLOW & L.-A. HANSSON, 2004. Shifts between clear and turbid states in a shallow lake: multi-causal stress from climate, nutrients and biotic interactions. *Archiv fur Hydrobiologie* ,161: 433–454
- International Crops Research Institute for the Semi- Arid Tropics - ICRISAT. 1998. ICRISAT Policy and Strategy for Technology Exchange. Approved by the Governing Board. p. 25-26. Available from: <http://www.syngentafoundation.org/index.cfm?pageID=46>.
- JEPPENSEN, E.; LAURINDSEN, T.L.; KAIRESALO, T.; PERROW, M.R. 1997. “Impact of submerged macrophytes on fish-zooplankton interactions in lakes”. In: Jeppensen, E. ed. *The structuring role of submerged macrophytes in lakes*. New York: Springer- Verlag. p 91-114.
- LEEMANS, R. and KLEIDON, A. 2002. Regional and global assessment of the dimensions of desertification. In REYNOLDS, JF. and SMITH, DMS., eds. *Global desertification: do humans cause deserts*. Berlim: Dahlem University Press. p. 215-231
- MALTCHIK, L. and MEDEIROS, E. S. F. 2006. Diversidade, estabilidade e atividade reprodutiva de peixes em uma poça fluvial permanente no leito de um riacho efêmero, riacho Avelós, Paraíba, Brasil. *Revista de Biologia e Ciências da Terra*, 6(1):20-28.
- MAZZEO, N; RODRIGUEZ- GALLEGO, L; KRUK. C; MEERHOFF, M; GORGA, J; LACEROT, G; QUINTANS, F; LOUREIRO, M; LARREA, D. & GARCIA- RODRIGUES, F. 2003. Effects of *Egeria densa* Planch. Beds on shallow lakes without piscivorous fish. *Hydrobiologia*, 506-509: 591-602

MAY, R.M. 1977. Thresholds and breakpoints in ecosystems with a multiplicity of stable states. *Nature*, 169:471-477.

MOSS, B. 1990. Engineering and biological approaches to the restoration from eutrophication of shallow lakes in which aquatic plant communities are important components. *Hydrobiologia*, 275/276: 1-14.

PERROW, M. R., MOSS, B. AND STANSFIELD, J. H. 1994. Trophic interactions in a shallow lake following a reduction in nutrient loading: a long term study. *Hydrobiologia*, 94: 43-52.

PIMM, S.L. 2001. *The world according to Pimm: A scientist audits the earth*. Chicago: McGraw-Hill. 287 p.

SCHEFFER, M. 1998. Ecology of shallow lakes. Chapman and Hall, London.

SCHEFFER, M. VAN DEN BERG, M. BREUKELAAR, A. BREUKERS, C. COOPS, H. DOEF, R. MEIJER, M.L. 1994. Vegetated areas with clear water in turbid shallow lakes. *Aquatic Botany*, 49: 193-196

SCHEFFER, M; HOSPER, S.H; MEIJER, M-L; MOSS, B. & JEPPESEN, E. 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends Ecology and Evolution*, 8 (8): 275-280.

SUTHERLAND, J.P. 1990. Perturbations, resistance and alternative views of the existence of multiple stable points in nature. *American Naturalist*, 136: 270-5.

VAN DEN BERG, M.S.; COOPS, H.; MEIJER, M.L.; SCHEFFER, M.; SIMONS, J. 1998. Clear water associated with a dense Chara vegetation in the shallow and turbid Lake Veluwemeer, The Netherlands. In: E. JEPPESEN, M. SONDERGAARD, M. SONDERGAARD AND K. CHRISTOFFERSEN (eds.). The structuring role of submerged macrophytes in lakes, Springer-Verlag, New York, in press.

VAN NES, H., SCHEFFER, M., VAN DEN BERG, M. & COOPS, H. 2002. Aquatic macrophytes: restore, eradicate, or is there a compromise? *Aquatic Botany*, 72: 387-403.

2 EFEITOS DOS EXTREMOS CLIMÁTICOS DE SECA E CHUVA SOBRE OS PADRÕES DE VARIAÇÃO E CO-OCORRÊNCIA DE *Egeria Densa* PLANCHON E *Chara Braunii* GMEL EM RESERVATÓRIO DO SEMIÁRIDO TROPICAL

RESUMO

O objetivo deste estudo é analisar os efeitos dos extremos climáticos de seca e chuva nos padrões de variação temporal e espacial das populações de *E. densa* e *C. braunii* e sua relação com variáveis limnológicas, buscando respostas para as seguintes questões: (i) como os extremos climáticos de seca e chuva afetam populações de *C. braunii* e *E. densa*?; (ii) que variáveis ambientais podem melhor explicar a biomassa de *C. braunii* e *E. densa*? (iii) Existem evidências de que há competição entre as espécies estudadas? (iv) Qual é a espécie melhor competidora? Foram realizadas amostragens mensais no período de Janeiro a Dezembro de 2011, ao longo de 12 transecções no reservatório Camalaú (7°53'33.94" S 36°50'39.16" W) localizado no trópico semiárido brasileiro. A porcentagem do volume de infestação (PVI) das plantas submersas variou de 9.31 a 63.88% de cobertura do reservatório, o maior índice de infestação foi de *C. braunii*, ocorrendo um declínio na cobertura de ambas as espécies durante o período de chuvas. A biomassa e o tamanho das espécies tenderam ao declínio em resposta ao aumento das precipitações e consequente aumento no volume do reservatório, retomando os valores próximos aos iniciais no período de seca sequente. *C. braunii* apresentou maiores valores de biomassa na região fluvial e *E. densa* na região lacustre. Na porção intermediária do reservatório, as espécies apresentaram co-dominância. As variáveis biomassa de *C. braunii*, volume, profundidade, pH e condutividade elétrica, biomassa de *E. densa*, temperatura e nitrogênio total compuseram os modelos preditores da variação da biomassa das espécies. Relações negativas foram observadas entre a biomassa de *C. braunii* e *E. densa*, o que sugere relação de competição entre as mesmas. As espécies apresentaram competição por espaço, visto que os indivíduos de *C. braunii* ocuparam com mais eficiência os locais mais rasos e *E. densa*, os mais profundos. A população de *E. densa* apresentou maior persistência no reservatório, uma vez que se manteve no reservatório em condições desfavoráveis, no entanto, *C. braunii* apresentou maior capacidade de regeneração. Os resultados atestam que o ciclo hidrológico influenciou a dinâmica de colonização e biomassa das plantas submersas *C. braunii* e *E. densa* e que o volume dos reservatórios foi o principal preditor desta dinâmica.

Palavras Chave: Macrófitas submersas; Competição; Ciclo hidrológico; Modelos

2.1 INTRODUÇÃO

Em regiões semiáridas, os ecossistemas aquáticos diferem por apresentar características intrínsecas ao clima quente como elevada salinidade, decorrente dos longos períodos de secas, nos quais os teores de íons dissolvidos são elevados, pois a intensa evaporação não é compensada pela precipitação (Bouvy *et al.*, 1999; Barbosa *et al.*, 2012). Nesses ecossistemas, as comunidades de macrófitas aquáticas são caracterizadas por apresentarem baixa competitividade e elevada reprodução vegetativa (Rolon & Maltchik, 2006).

As macrófitas aquáticas submersas são um importante determinante da estrutura biológica e funcionamento ecológico de ecossistemas aquáticos rasos (Jeppesen *et al.*, 1997; Scheffer & Van Ness *et al.*, 2007). Ao preencher a coluna de água com uma densa e complexa estrutura física, as macrófitas fornecem alimento e hábitat para uma série de organismos como peixes (Pelicici *et al.*, 2005, Sánchez-Botero *et al.*, 2007), zooplâncton (Colares *et al.*, 2013) e macroinvertebrados (Mormul *et al.*, 2011), exercendo importante influência sobre as interações entre as espécies.

As espécies do gênero *Chara* são um componente importante da flora de ecossistemas aquáticos tropicais e subtropicais (Haniffa & Pandian, 1980; Cohen & Thouin, 1987, Steinman *et al.*, 1997). As elevadas temperaturas associadas à abundância de carbonato na água são características que promovem o desenvolvimento dessas plantas aquáticas (Bootsma, 1993; Christensen *et al.*, 2013). Assim como ocorre com as outras macrófitas, esse gênero também desempenha importantes funções tanto no compartimento biótico quanto abiótico servindo como habitat para animais aquáticos e aumentando a transparência da água em ecossistemas rasos (Van den Berg *et al.*, 1998), de modo que a perda de carófitas pode ter importantes implicações ecológicas.

Egeria densa Planchon geralmente é a espécie dominante nos sistemas onde habita e desempenha um importante papel na dinâmica trófica dos ecossistemas (Yarrow *et al.*, 2009). Essa espécie frequentemente influencia a biomassa do fitoplâncton, contribuindo para a diminuição deste por meio de mecanismos diretos e indiretos, tais como, competição por nutrientes (Mazzeo *et al.*, 2003), efeitos alelopáticos (Vanderstukken *et al.*, 2011) e interação com zooplâncton (Meerhoff *et al.*, 2003) que exerce pressão de predação sobre as algas. Várias características de *E. densa* fundamentam a sua capacidade de invasão e de colonizar

reservatórios como a taxa de crescimento rápido, aclimatação em diferentes regimes de luz, a absorção de nutrientes tanto do sedimento quanto da coluna de água, alta produtividade em ambientes meso-eutróficos, plasticidade fenotípica, e alto potencial para colonizar áreas antropizadas (Barko & Smart 1981, Feijoó *et al.*, 2002, Pistori *et al.*, 2004, Mony *et al.*, 2007; Yarrow *et al.*, 2009).

C. braunii e *E. densa* são plantas aquáticas não nativas para o semiárido brasileiro, oriundas do nordeste da Austrália e extremo sul da América do Sul (oeste da Argentina, sudeste do Uruguai, sul-sudeste do Brasil), respectivamente (Cook & Urmi-König, 1984; Sampaio & Oliveira, 2005). Possuem fácil dispersão, crescimento e reprodução, mesmo em condições adversas, como intensa competição com outras espécies, deste modo podem ser consideradas invasoras. Seu desenvolvimento em excesso poder restringir os usos múltiplos dos ecossistemas aquáticos. (Valery *et al.*, 2008).

As macrófitas aquáticas apresentam grande plasticidade fisiológica que as tornam capazes de colonizar os ambientes com as mais diversas características físicas e químicas, no entanto, a dinâmica desses organismos em ambientes com condições climáticas extremas, é pouco estudada (Sampaio & Oliverira, 2005; Sousa *et al.*, 2010; Barbosa *et al.*, 2012).

Deste modo, o objetivo deste estudo foi analisar os efeitos dos extremos climáticos de seca e chuva nos padrões de variação temporal e espacial das populações de *E. densa* e *C. braunii* e sua relação com variáveis limnológicas. Parte-se da premissa que efeitos dos extremos climáticos de seca e chuva interagem com fatores locais determinando mudanças na estrutura da comunidade de plantas aquáticas submersas. Nesse contexto, buscou-se responder às seguintes questões: (i) como os extremos climáticos de seca e chuva afetam populações de *C. braunii* e *E. densa*?; (ii) que variáveis ambientais podem melhor explicar a biomassa de *C. braunii* e *E. densa*? (iii) Existem evidências de que há competição entre as espécies estudadas? (iv) Qual é a espécie melhor competidora?

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1 Área de Estudo

A bacia hidrográfica do rio Paraíba (Figura 1), com uma área de 20.071,83 km², está situada entre as latitudes 6°51'31'' e 8°26'21'' S e as longitudes 34°48'35'' e 37°2'15'' W. É a segunda maior do Estado da Paraíba, sendo composta pela sub-bacia do rio Taperoá e Regiões do alto, médio e baixo Curso do rio Paraíba (Paraíba, 2007). A área está inserida na microrregião homogênea dos Cariris Velhos, denominada como região fisiográfica de Borborema Central. De acordo com a classificação de Köppen, a região do Alto Paraíba

possui clima do tipo BSw^h, semi-árido quente, com estação seca atingindo um período que compreende de 9 a 10 meses e precipitações médias em torno de 400 mm. Em torno do município de Cabaceiras, a região classifica-se como semi-árida de tipo desértico BWw^h. Trata-se da região menos chuvosa do Brasil com índice pluviométrico médio anual inferior a 300 mm (Paraíba, 2007).

O reservatório Camalaú está inserido no Alto Curso do Rio Paraíba ($7^{\circ}53'33.94''$ S $36^{\circ}50'39.16''$ W) (Figura 1) e possui capacidade de acumulação de $46.437.520$ m³, um espelho d'água de 789 ha e profundidade média de 6.5m. Suas águas são utilizadas para abastecimento humano e aquicultura (subsistência), dessedentação de rebanhos, lazer e irrigação, sendo o segundo reservatório localizado no eixo leste, da cascata de reservatórios a ser abastecido pela transposição de águas do rio São Francisco.

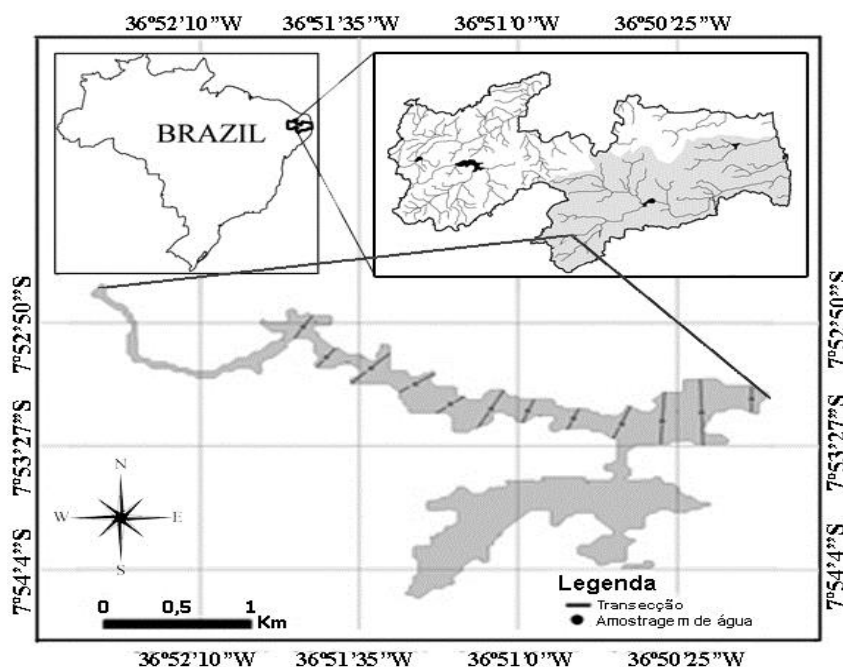


Figura 1: Mapa de localização do reservatório Camalaú e estações de coleta de dados.

2.2.2 Amostragem e métodos de análise

Foram realizadas amostragens mensais no período de janeiro a dezembro de 2011, ao longo de 12 transecções com distância de 200m entre si, distribuídas em três zonas, fluvial (porção inicial do reservatório), porção intermediária (região de transição entre entrada de águas e zona de barragem) e lacustre (Barragem do reservatório, figura 1). Em cada transecção, com intervalos regulares de 20m foram aferidos os valores de temperatura, transparência da água, pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido, a porcentagem de volume infestado (PVI) e sua biomassa (Fig. 1). No centro de cada transecção foi coletado uma amostra composta (superfície e

próximo ao sedimento) para determinação das concentrações de amônio, nitrato, fósforo solúvel reativo (SRP), nitrogênio e fósforo totais. Amostras para análise do sedimento foram coletadas nas margens e no centro de cada transecção. Os dados de precipitação pluviométrica e volume de acumulação do reservatório foram cedidos pela Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (AESA).

A profundidade e a declividade foram mensuradas em cada segmento sendo a última calculada como: $\text{Declividade} = (Q1 - Q2) / \Delta 1-2$, onde $(Q1 - Q2)$ é a diferença absoluta entre a profundidade dos dois pontos de referência mais próximos (margem e/ou anterior e/ou posterior segmento amostrado), e $\Delta 1-2$ é a distância entre estes dois pontos de referência mais próximos. 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).

Medidas de temperatura da água, pH e Condutividade elétrica (CE) e oxigênio dissolvido foram aferidas em campo com sonda multiparâmetros. As concentrações de nitrogênio amoniacal, nitratos, nitrogênio total e fósforo total foram determinadas de acordo com metodologias padronizadas descritas em “Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water” (APHA, 1998).

A coleta de sedimento foi realizada com auxílio de uma draga manual, para coleta de solo em profundidade (coletor de Petersen - utilizado para amostragem de comunidade bentônica), sendo avaliado a partir da composição granulométrica, analisando as possíveis variações no tamanho das partículas do sedimento (Callisto & Esteves 1996).

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 uma draga e medido (m) o ramete de maior comprimento. Para determinação da biomassa, as macrófitas submersas, foram amostradas com auxílio de draga coletora, com área de $0,62\text{m}^2$, posteriormente acondicionadas em sacos plásticos e fixadas com formol a 10% (Medina-gómez & Herrera-Silveira, 2006). Em laboratório, os exemplares foram identificados, colocados em estufa a 105°C para a retirada de toda a umidade, com pesagens diárias até a estabilização. Posteriormente as amostras foram incineradas (em mufla) a 525°C , durante 1h e 30 minutos, para estimativa da biomassa (Blindow *et al.*, 2006).

2.2.3 Tratamento estatístico dos dados

As diferenças no padrão de distribuição das variáveis ao longo do gradiente temporal e espacial foram analisadas através de ANOVA two-way seguida do teste de Turkey (Statística 7). Análises de correlação de Pearson foram realizadas com auxílio do programa Statística 7, com o intuito de aferir padrões de correlação entre as variáveis ambientais e biomassa das espécies de macrófitas submersas. Análises de regressão múltipla também foram realizadas com o auxílio deste programa, para consolidação de modelos matemáticos. Para selecionar o melhor modelo linear, utilizou-se uma seleção de modelos baseada no Critério de Informação de Akaike (Burnham & Anderson 2002) no software SAM (Rangel *et al.*, 2010).

2.3 RESULTADOS

As condições hidrológicas do reservatório Camalaú variaram significativamente ao longo do estudo, sendo identificados dois períodos distintos, um de seca, compreendido entre os meses de janeiro, julho-dezembro de 2011, o qual se caracterizou por baixas precipitações pluviométricas e nível do reservatório; e um período chuvoso, entre os meses de fevereiro e junho com elevada pluviosidade e aumento no volume de água acumulado no reservatório (Fig. 2). Apesar de ser observada a maior precipitação na região, em janeiro de 2011, esse mês foi considerado como período seco, visto que a amostragem foi realizada antes da ocorrência das chuvas, quando o reservatório apresentava características do período seco. A declividade na área inundada pelo reservatório apresentou diferenças significativas entre os períodos seco e chuvoso, sendo observadas maiores declividades nos meses referentes aos eventos de maior intensidade nas precipitações (Figura 2), no entanto, entre os compartimentos do reservatório as diferenças não foram significativas.

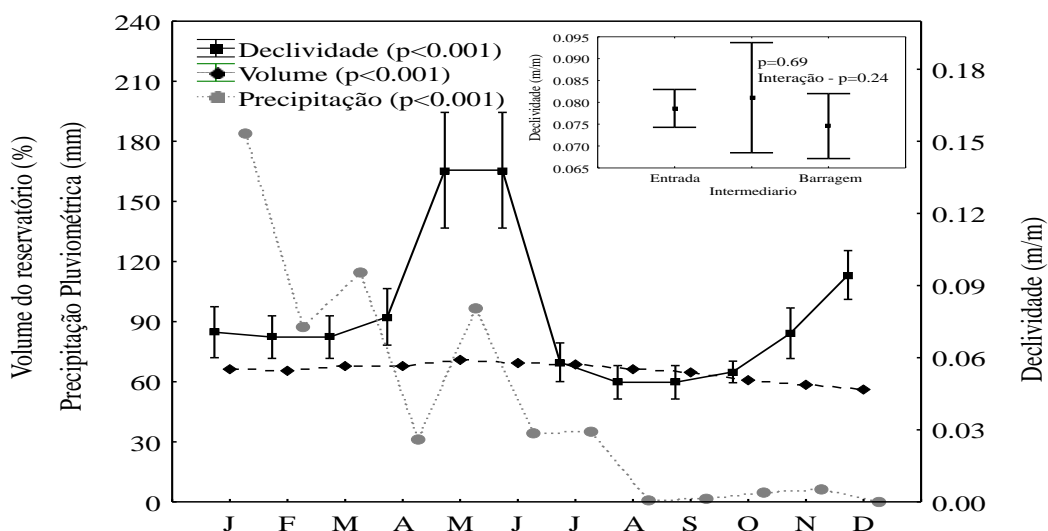


Figura 2: Precipitação pluviométrica, volume do reservatório e declividade (\pm Média, \pm SE) no reservatório Camaláu no período de Janeiro a Dezembro de 2011.

A transparência da água decresceu, significativamente ao longo do período amostral, sendo os menores valores medidos nos meses de intensas precipitações (figura 3). Durante o período de seca a Z_{eu} estendeu-se por toda a coluna de água, ocorrendo o inverso para o período chuvoso, exceto os meses de fevereiro e junho (Figura 3). Entre os compartimentos do reservatório não foram observadas diferenças significativas quanto ao tamanho da Z_{eu} (Tabela 1).

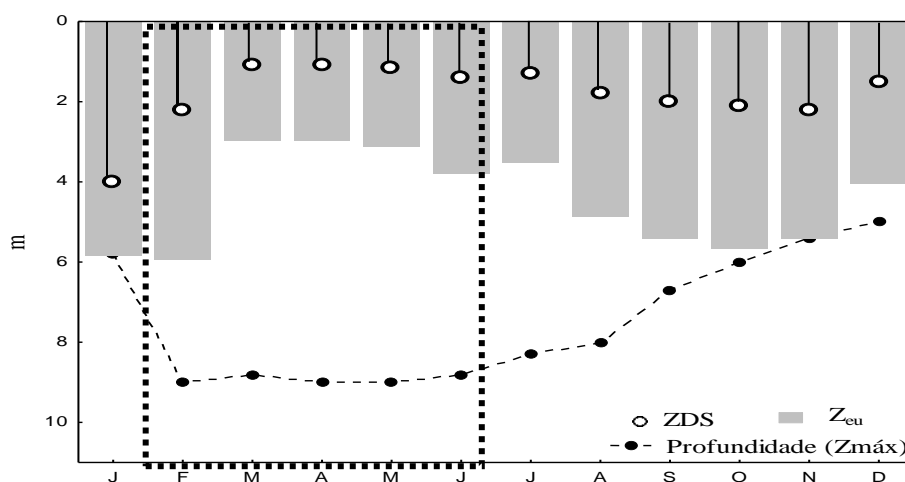


Figura 3: Variação da profundidade ($Z_{máx}$), disco de sechi (ZDS) e comprimento da Z_{eu} no reservatório Camaláu no período de Janeiro a Dezembro de 2011. Destaca o período de chuvas.

A análise de variância apontou diferenças significativas entre os períodos hidrológicos para todas as variáveis ambientais, exceto pH e amônio. Em relação aos compartimentos do reservatório, diferenças significativas foram observadas apenas para concentrações de nitrato. O efeito da interação entre os períodos hidrológicos e compartimento foi verificado para a profundidade do reservatório (Tabela 1).

A região fluvial apresentou menor profundidade, sendo a região intermediária sempre a mais profunda. Não foram observadas estratificações térmicas entre as regiões do reservatório (Tabela 1). Os valores de pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido apresentaram um decréscimo, ainda que não significativo, no sentido da entrada a região da barragem do reservatório. O nitrato foi a forma inorgânica de nitrogênio predominante seguido de amônio, sendo as maiores concentrações desses nutrientes, bem como do nitrogênio total registradas na região da barragem (Tabela 1).

Tabela 1: Média, Desvio Padrão e resultados da ANOVA (p) indicando os efeitos dos períodos (seca x chuva), compartimentos e interação entre os fatores, sobre as variáveis ambientais nas águas do reservatório Camalaú. Valores médios com a mesma letra são estatisticamente similares (Turkey post hoc, $p < 0.05$)

Variáveis	Fluvial		Intermediário		Lacustre		Compartimento	Período	Interação
	X		X		X		P	P	P
Z _{máx} (m)	3.59	± 1.55	4.16	± 3.60	3.89	± 2.39	0.10	<0.001	<0.001
ZDS (m)	1.51	± 0.81	1.71	± 0.95	1.62	± 0.86	0.69	<0.05	0.06
Ze _u (m)	3.1	± 0.9	2.8	± 1.6	3.3	± 3.36	0.069	<0.01	0.94
Temperatura (°C)	26.97	± 1.78	26.89	± 1.86	26.74	± 1.99	0.77	<0.001	0.79
Ph	7.96	± 0.45	7.95	± 0.40	7.92	± 0.37	0.84	0.58	0.93
Condutividade									
Elétrica (μS/cm)	529.74	± 70.17	524.55	± 67.60	525.60	± 64.79	0.79	<0.001	0.68
Oxigênio									
Dissolvido (mg/L)	5.66	± 2.85	5.04	± 2.32	4.73	± 1.78	0.09	<0.001	0.07
N-NH ₄ (μg/L)	36.36	± 26.95	38.11	± 23.09	42.16	± 19.08	0.38	0.12	0.77
N-NO ₃ (μg/L)	53.37	± 28.99 a	61.03	± 29.09 a	72.42	± 33.05 b	<0.001	<0.001	0.65
N _{total} (μg/L)	570.84	± 315.87	566.03	± 315.97	575.08	± 318.74	0.89	<0.001	0.33
P _{total} (μg/L)	73.25	± 56.78	72.53	± 59.82	73.67	± 65.88	0.91	<0.001	0.51

Os períodos hidrológicos identificados desempenharam importante influência sobre a dinâmica temporal das variáveis ambientais nas águas do reservatório Camalaú. No período de seca o reservatório apresentou águas com elevada condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e concentrações de nitrogênio total. No período de chuvas um aumento significativo foi observado para as concentrações de fósforo total e nitrato (Figura 4).

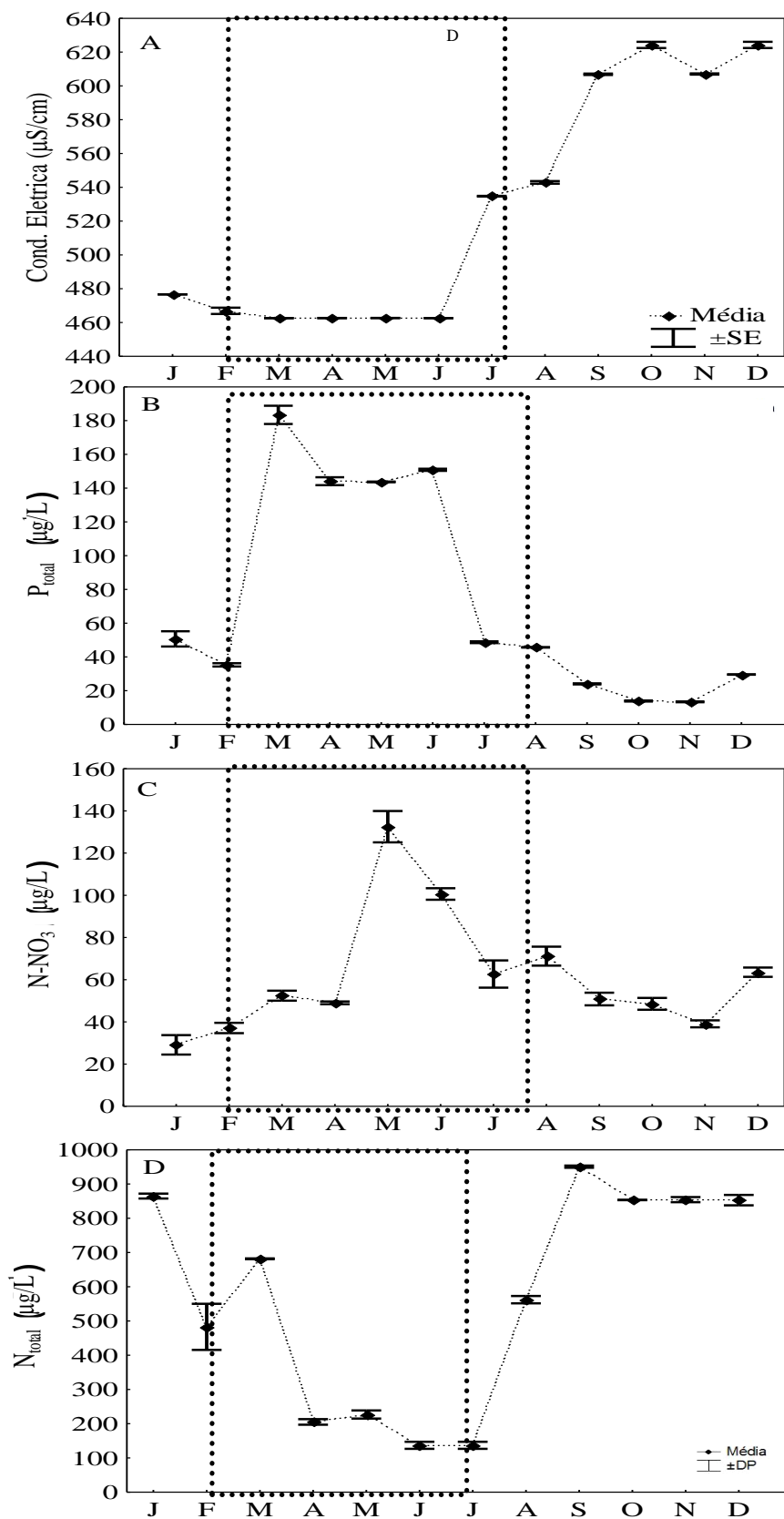


Figura 4: Variação da Condutividade elétrica (A), concentrações de Fósforo total (B), Nitrato (C) Nitrogênio total (D) nas águas do reservatório Camalaú no período de Janeiro a Dezembro de 2011. Destaca o período de chuvas

Em relação às características granulométricas do sedimento, na área de inundação do reservatório, a areia apresenta-se como maior constituinte ($X= 76.86\%$; ± 18.4) seguido de silte ($X= 11.9\% \pm 11.3$) e cascalho ($X= 11.2\%$; ± 15.2), não sendo observadas diferenças entre os compartimentos e os períodos de amostragem. O cascalho e silte apresentaram maior proporção porção marginal do reservatório, sendo o interior do mesmo coberto por areia.

O PVI das plantas submersas no reservatório Camalaú variou de 9.31 a 63.88% de colonização ($X=32.037\%$; ± 21.92), ocorrendo diminuição da área coberta no período de chuvas. O maior índice de infestação foi de *C. braunii* ($X= 17.18 \pm 66.7$), contudo, no período de chuvas ocorreu um declínio na cobertura de ambas as espécies e dispersão de *E. densa* ($X= 12.9 \pm 50.61$) para a região fluvial do reservatório, que apesar do baixo índice de infestação ocupou os três compartimentos do reservatório (Figura 5). *C. braunii* foi observada colonizando regiões mais rasas do reservatório ($X= 2.56m$; ± 1.02), sendo indivíduos de *E. densa* observados em profundidade de até 5.1m ($X=3.36m$; ± 0.71). No entanto, não foram observadas diferenças significativas relacionadas à profundidade de colonização entre as duas espécies ($p=0.38$).

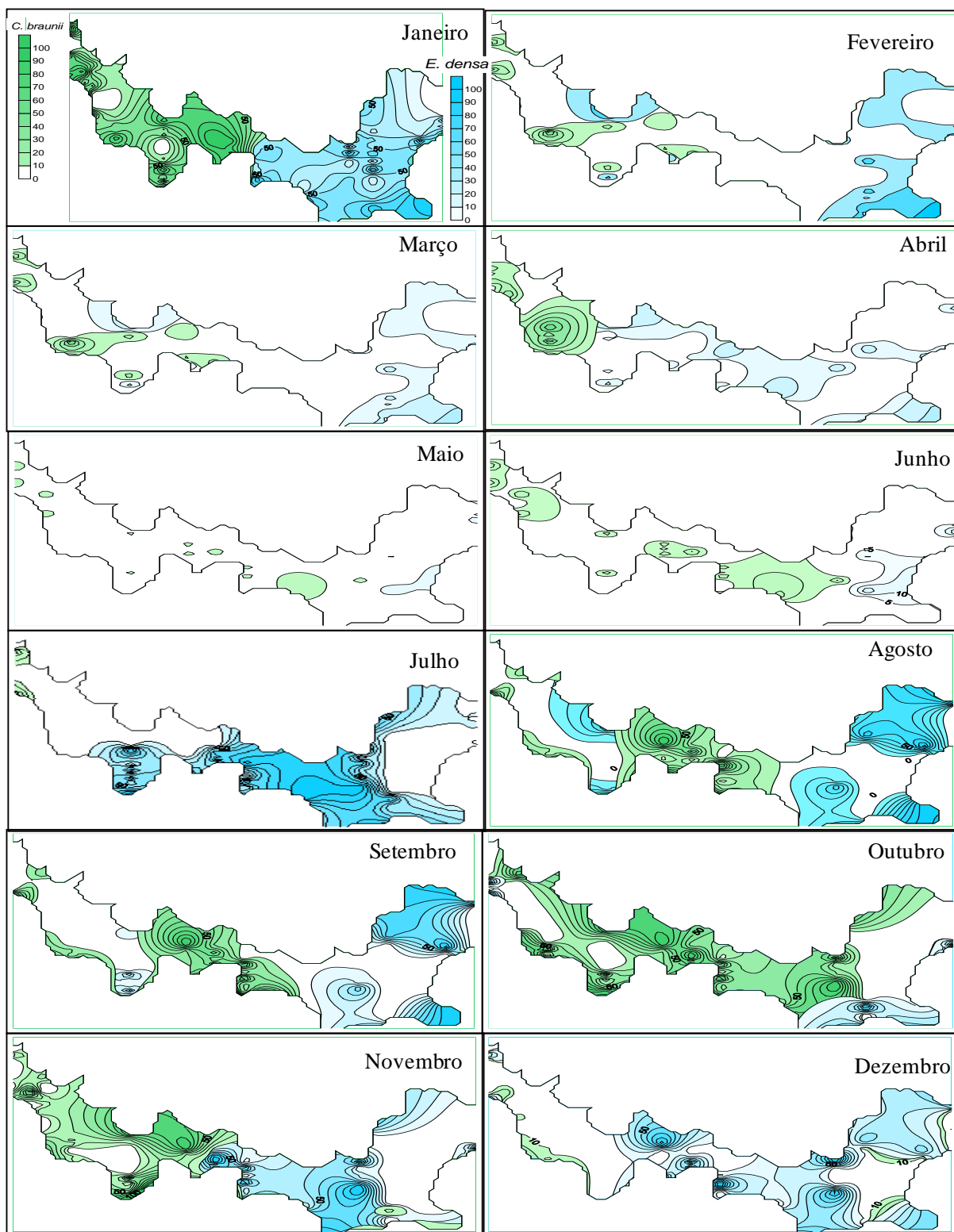


Figura 5: Distribuição da cobertura de macrófitas submersas (PVI) no reservatório Camalaú no período de Janeiro a Dezembro de 2011

Resultados da ANOVA indicaram efeito significativo dos períodos hidrológicos e compartimentos do reservatório, bem como da interação entre os fatores, sobre o comprimento e biomassa das espécies de macrófitas submersas, exceto para interação dos

fatores nas populações de *C. braunii* (Figura 6). Os resultados biomassa revelaram uma distribuição semelhante à constatada pelos dados do PVI, com dominância de *C. braunii* na entrada do reservatório e *E. densa* na região de barragem. Na porção intermediária do reservatório, as espécies apresentaram co-dominância, no entanto com maior biomassa de *E. densa*. Nos períodos de chuva foi observado ocorrência de pequena biomassa de *E. densa* na região de entrada do reservatório (Figura 6B). A biomassa e o tamanho das espécies tenderam ao declínio em resposta ao aumento das precipitações e consequente aumento no volume do reservatório, retomando os valores próximos aos iniciais no período de seca sequente (Figura 6).

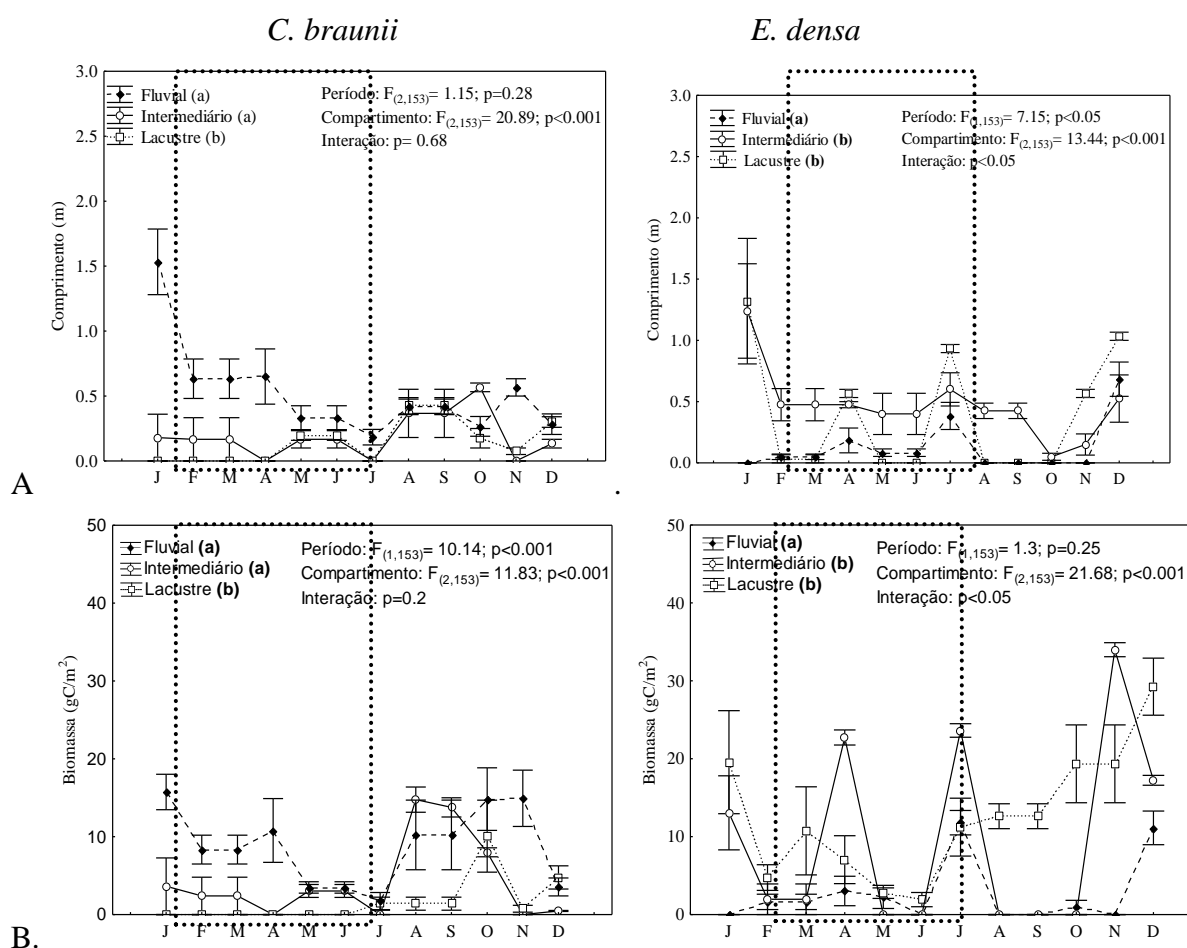


Figura 6: Variação no comprimento (A) e biomassa (B) de *Chara sp* e *Egeria densa* nas águas do reservatório Camalaú no período de Janeiro a Dezembro de 2011. Compartimentos associados com uma letra em comum são estatisticamente similares (Turkey post hoc, $p > 0.05$). Destaca o período de chuvas

Relações significativas ($p < 0.05$) foram observadas entre tamanho dos indivíduos, biomassa das espécies e as variáveis ambientais. O tamanho dos exemplares de *C. braunii*

apresentou correlações positivas com a transparência da água ($r= 0.26$) e negativa com tamanho ($r= -0.35$) e biomassa de *E. densa* ($r=-0.44$), cascalho ($r=-0.29$) e nitrato ($r=-0.27$), enquanto a biomassa destes organismos apresentou correlações com transparência da água ($r=0.43$) tamanho ($r=-0.42$) e biomassa ($r=-0.46$) de *E. densa*, cascalho ($r=-0.27$), profundidade ($r=-0.36$), precipitação($r=-0.22$) e concentrações de nitrato($r= -0.27$). O tamanho dos indivíduos de *E. densa* apresentaram correlação positiva com a profundidade ($r=0.31$), precipitação ($r=0.25$) e concentrações de amônio (0.36), assim como a biomassa destes organismos ($r=0.24$).

Utilizando análises de regressão múltipla com as variáveis ambientais e a biomassa das plantas submersas, foram gerados dois modelos não lineares para predizer a biomassa das espécies. O primeiro e mais significativo refere-se à biomassa de *C. braunii*, tendo as variáveis biomassa de *E. densa*, profundidade, volume, temperatura e nitrogênio total como predictoras ($r^2= 0,72$; AICc= 439.39; Δ AICc= 2.12). As variáveis biomassa de *C. braunii*, volume, profundidade, pH e condutividade elétrica compuseram um modelo logarítmico para descrição da variação da biomassa de *E. densa* ($r^2= 0,72$; AICc= 359.58; Δ AICc= 2.13) (tabela 2). Todos os modelos propostos apresentaram resíduos com distribuição normal e homocedasticidade visual, atendendo aos pressupostos da análise (Figura 7).

Tabela 2: Modelos preditivos da biomassa de *C. braunii* e *E. densa* (Biom.Cha = biomassa *Chara sp*; Biom.Eg = biomassa *E. densa*; prof = profundidade; vol=volume; temp= temperatura; CE= condutividade elétrica; NT= nitrogênio total)

Espécie	Modelo de regressão	N	R ² _{ajustado}	p
<i>C. braunii</i>	$\sqrt{Biom. Cha} = -0.59\sqrt{Biom. Eg} - 1.07\sqrt{prof} - 2.7\sqrt{vol} + 4.23\sqrt{temp} + 0.76\sqrt{NT}$	153	0.76	0.001
<i>E. densa</i>	$\ln Biom. Eg = 59.21 - 0.71 \ln Biom. Cha - 0.62 \ln vol - 0.24 \ln prof + 0.15 pH - 0.22 \ln CE$	153	0.52	0.001

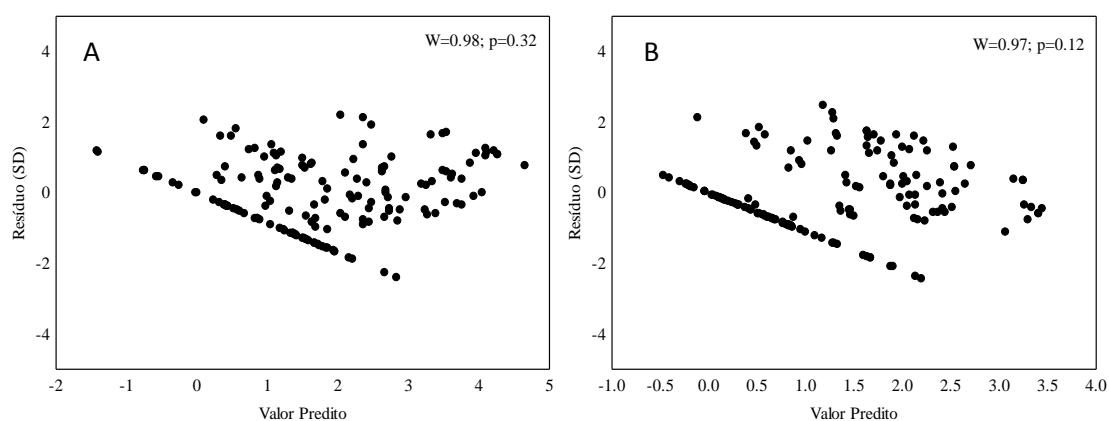


Figura 7: Dispersão dos valores preditos em função do resíduo padrão para os modelos de biomassa de *Chara braunii* (A) e *E. densa* (B). (W e p resumam o teste de normalidade de Shapiro-Wilk).

2.4 DISCUSSÃO

Chara braunii e *Egeria densa* demonstraram marcantes e diferentes padrões de colonização, recuperação e abundância em resposta a mudanças temporais e espaciais das condições ambientais, como volume do reservatório e disponibilidade de luz. Em reservatórios de regiões semiáridas, as variações anuais no nível da água, provocadas pelo regime hidrológico de seca e chuvas, são a principal fonte de regulação dos processos ecológicos nestes ecossistemas (Maltick & Florin., 2002). A ausência de precipitação durante o período seco e o consumo contínuo de água durante todo o ano diminuem continuamente os níveis de água nos reservatórios de regiões semiáridas, em especial de agosto a dezembro (Bouvy *et al.*, 1999; Eskinazi-Sant'Anna *et al.*, 2007). Como observado para o reservatório Camalaú, a forte redução do nível de água (indicado pela profundidade) resultou em uma série de modificações no reservatório, incluindo aumento nas concentração de sais dissolvidos e nutrientes.

Alguns autores (Blindow, 1992; Fernández-Alález *et al.*, 2002; Souza *et al.*, 2010) apontam mudanças no nível da água como um dos fatores mais importantes para explicar as flutuações na área de cobertura das macrófitas submersas. No reservatório Camalaú o aumento na profundidade durante o período chuvoso afetou negativamente a biomassa e distribuição das duas espécies em estudo assim como a distribuição das mesmas nos compartimentos do reservatório.

Em janeiro de 2012, antes das chuvas, as espécies co-habitavam a região intermediária do reservatório, no entanto a entrada do reservatório era coberta apenas por *C. braunii* e a região de barragem apenas por *E. densa*. As chuvas levaram à redução brusca na cobertura de ambas as espécies, contudo *E. densa* passou a ocupar todas as regiões do reservatório. *Chara*

caracteriza-se por apresentar baixa estabilidade e biomassa durante os períodos com elevada turbidez da água durante os eventos (Fernández-Aláez *et al.*, 2002), assim como observado no reservatório Camalaú durante o período de maiores precipitações. Em águas túrbidas, angiospermas como *E. densa*, crescem mais que as Carófitas (Blindow, 1992, Blom *et al.*, 1994), visto que apresentam pequena variação nas taxas de crescimento quando comparadas a outras macrófitas em ecossistemas tropicais e subtropicais (Camargo *et al.*, 2006; Mony *et al.*, 2007).

Após o período de chuvas, a recolonização de *C. braunii* ocorreu da região intermediária para a entrada do reservatório, sendo observados pequenos bancos de *E. densa* na região de entrada do reservatório e de *C. braunii* na barragem. De acordo com Bini & Thomaz (2005), a restauração no nível da água após eventos de cheia, podem levar a processos estocásticos de dispersão de propágulos, sugerindo que o processo de recolonização das espécies dá-se por processos autóctones, o que parece ser plausível de ter ocorrido no reservatório Camalaú.

As espécies demonstraram uma rápida capacidade de se recuperar dos distúrbios da chuva, atingindo valores próximos aos registrados anteriormente aos eventos de precipitação, no entanto, os indivíduos apresentaram tamanhos menores. Este fato pode estar relacionado ao balanço hídrico negativo típico de reservatórios de regiões semiáridas (Bouvy *et al.*, 1999), que levou à diminuição da extensão da coluna de água e conseqüentemente reduziu o tamanho dos indivíduos. Ao final do período amostral, o reservatório apresentou níveis hidrométricos bem menores, com conseqüente diminuição da transparência da água, o que pode ter acarretado na diminuição na biomassa de *C. braunii* e aumento da distribuição e biomassa de *E. densa*.

Diversas variáveis ambientais foram importantes para predizer as flutuações na biomassa das espécies em estudo no reservatório. Considerando que (i) a abundância nas concentrações de carbonato de cálcio e bicarbonato estão diretamente relacionadas à condutividade elétrica nos ecossistemas aquáticos do semiárido, principalmente em função da característica do solo da região, rica em carbonatos (Bouvy *et al.*, 2000; Barbosa *et al.*, 2012); (ii) tanto carófitas quanto espécies do gênero *Egeria* apresentam afinidade por águas com elevados teores de carbonato (Kufel & Kufel, 2002; Yarrow *et al.*, 2009); e como foram observadas (iii) relações positivas entre a biomassa das espécies e a condutividade elétrica, pode-se concluir que a elevada infestação dessas espécies no reservatório (>60% de cobertura do reservatório) deve-se ao caráter alcalino da água, assim como às elevadas temperaturas e baixa profundidade.

Nitrogênio e fósforo são, de modo geral, considerados os nutrientes mais importantes na limitação do crescimento de macrófitas (Barko & Smart, 1981; Hung *et al.*, 2007; Yarrow *et al.*, 2009). Contudo, em muitos casos, as concentrações de nutrientes não são tão importantes quanto a temperatura e disponibilidade de luz para plantas submersas (Barko & Smart, 1981). De fato, as variáveis preditoras de biomassa das espécies foram volume, profundidade, temperatura, pH e condutividade elétrica, o que pode estar relacionado a capacidade de as plantas estudadas extraírem nutrientes tanto do sedimento quanto da coluna de água (Kufel & Kufel, 2002; Yarrow *et al.*, 2009).

Chara e *Egeria* desempenham importante função na determinação das condições limnológicas do ecossistemas que habitam (Bakker *et al.*, 2010). O crescimento de *C. braunii* reduziu a turbidez visto que os densos bancos desta limitam a ressuspensão do sedimento. Em decorrência do crescimento dessa espécie pode-se estabelecer um estado estável de águas claras, dominado por macrófitas, restringindo a abundância do fitoplâncton (Scheffer 1998, Blindow *et al.*, 2002; Van Ness *et al.*, 2002).

E. densa demonstra clara preferência por amônio em detrimento ao nitrato o que resulta em um acúmulo desse nutriente nos tecidos, sem necessariamente promover um aumento na biomassa da espécie (Feijoó *et al.*, 2002). *E. densa* é considerada uma engenheira do ecossistema, uma vez que é capaz de modificar e regular importantes processos ecossistêmicos (Yarrow *et al.*, 2009) como atenuação da luz, afeta o fluxo de água, aumenta a sedimentação e a oxigenação da interface água sedimento, sequestra nutrientes da coluna de água, além de ser útil como hábitat para o zooplâncton e peixes (Mazzeo *et al.*, 2003; Pelicice & Agostinho, 2006). Dessa forma, em conjunto com *Chara* essa espécie pode também ter contribuído para o aumento da transparência da água e manutenção de um estado de águas claras no reservatório.

Relações negativas foram observadas entre a biomassa de *C. braunii* e *E. densa*, o que sugere relação de competição entre as mesmas. A abundância de nutrientes fosfatados e nitrogenados no reservatório não caracterizaram limitações por nutrientes no desenvolvimento das espécies. Além disso, é bem estabelecido na literatura que *Egeria* tem preferência por amônio (Yarrow *et al.*, 2009) em detrimento de nitrato que pode ser consumido pelas carófitas. Além disso, Perrow *et al.* (1994) observou que elevadas concentrações de amônio é um fator desfavorável ao desenvolvimento de *C. braunii*. Deste modo sugere-se que as espécies em estudo apresentaram competição por espaço, visto que os indivíduos de *C. braunii* ocuparam com mais eficiência os locais mais rasos e *E. densa*, os mais profundos.

A dinâmica das duas populações ao longo do período amostral sugere que a população de *E. densa* apresentou maior persistência no reservatório, uma vez que se manteve no reservatório em condições desfavoráveis (período de chuvas). No entanto, *C. braunii* apresenta maior capacidade de regeneração (resiliência), pois recuperou com maior eficiência os percentuais de colonização do reservatório após as chuvas. Essa rápida regeneração pode estar associada à forma de reprodução, com oósporos que ficam ativos no sedimento, levando ao surgimento de novos indivíduos assim que as condições ambientais tornam-se favoráveis (Moore, 1986). Deste modo, utilizando como critério a capacidade e infestação, conclui-se que *C. braunii* apresenta vantagens competitivas sobre *E. densa*.

Carófitas são algas verdes, descritas como rápidas colonizadoras, que competem com sucesso com angiospermas submersas (Simons *et al.*, 1994,. Beltman & Allegrini, 1997). Elas colonizam lagos rasos que foram anteriormente dominados pelo fitoplâncton devido à sua capacidade de desenvolvimento de uma biomassa elevada (Blindow, 1992). Além disso, sua vantagem competitiva sobre outras macrófitas deriva de sua capacidade de armazenar grandes quantidades de fósforo, e, assim, contribuir para a compensação rápida de insumos sazonais de fósforo nos ecossistemas (Kufel & Ozimek, 1994). Ao agir como um "sequestrador" de fósforo elas diminuem a disponibilidade deste nutriente para os produtores primários (Blindow *et al.*, 1998).

Os resultados deste estudo atestam que o ciclo hidrológico influencia a dinâmica de colonização e biomassa das plantas submersas *C. braunii*, e *E. densa* e que o volume dos reservatórios é o principal preditor desta dinâmica..

Apesar da importância ecológica das duas espécies estudadas para os ecossistemas, ambas tem sido citadas como plantas daninhas (Bini & Thomaz, 2005; Sampaio & Oliveira, 2005; Souza *et al.*, 2010), visto que tem se desenvolvido em larga escala nos ecossistemas. Deve-se considerar também que estas são plantas invasoras no reservatório estudado e podem promover perdas na biodiversidade local. Espécies invasoras têm sido amplamente discutidas a partir de aspectos ecológicos, agrícolas e econômicos, no entanto, estudos são necessários particularmente com relação aos efeitos negativos desses organismos sobre as espécies nativas.

REFERÊNCIAS

- APHA .1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, Washington DC.
- BAKKER, E.S., VAN DONK, E., DECLERCK, S.A.J. HELMSING, N.R., HIDDING. B., NOLET, B.A. 2010. Effect of macrophyte community composition and nutrient enrichment on plant biomass and algal blooms. *Basic and Applied Ecology* 11, 432–439.
- BARBOSA, J. E. L., MEDEIROS, E. S. F., BRASIL, J., CORDEIRO, R. S., CRISPIM, M.C.B, SILVA, G.H.G. 2012. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 24(1), 103-118.
- BARKO, J.W., SMART, R.M., 1981. Comparative influences of light and temperature on the growth and metabolism of selected submersed freshwater macrophytes. *Ecological Monographs*, 51: 219–235.
- BELTMAN, B., ALLEGRINI, C., 1997. Restoration of lost aquatic plant communities: new habitats for Chara. *Neth. Aquatic Ecology*, 30: 331–337.
- BINI, L.M., THOMAZ, S. M. 2005. Prediction of *Egeria najas* and *Egeria densa* occurrence in a large subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brazil-Paraguay). *Aquatic Botany*, 83: 227-238.
- BLINDOW I., HARGEBY A., MEYERCORDT J. & SCHUBERT H. 2006. Primary production in two shallow lakes with contrasting plant form dominance: a paradox of enrichment? *Limnology and Oceanography*, 51: 2711– 2721.
- BLINDOW, I. 1992. Long- and short-term dynamics of submerged macrophytes in two shallow eutrophic lakes *Freshwater Biology*, 28: 15–27.
- BLINDOW, I., HARGEBY, A. AND ANDERSSON, G. 2002. Seasonal changes of mechanisms maintaining clear water in shallow lake with abundant Chara vegetation. *Aquatic Botany*, 72:315-334.
- BLINDOW, I., HARGEBY, A., ANDERSSON, G., 1998. Alternative stable state in shallow lakes: what causes a shift? In: JEPPESEN, E., SØNDERGAARD, M., SØNDERGAARD, M.,
- CHRISTOFFERSEN, K. (Eds.), *The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes*. Springer, New York, pp. 353–360.
- BLOM, G., VAN DUIN, E.H.R., VERMAAT, J.E. 1994. Factors contributing to light attenuation in Lake Veluwe. In: VAN VIERSSEN, W., HOOTSMANS, M.J.M., VERMAAT, J. (Eds.), *Lake Veluwe: A Macrophyte-Dominated System Under Eutrophication Stress*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 158–174.
- BOOTSMA, H.A., 1993. Algal dynamics in an African great lake and their relation to hydrographic and meteorological conditions. PhD Dissertation, University of Manitoba, Canada.

BOUVY, M., MOLICA, R., OLIVEIRA, S.D., MARINHO, M. BECKER, B. 1999. Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom *Cylindrospermopsis raciborskii* in a shallow reservoir in the semi-arid northeast Brazil. *Aquatic Microbial Ecology*, 20: 285-297.

BOUVY, M.; FALCÃO, D.; MARINHO, M.; PAGANO, M.; MOURA, A. 2000. Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. *Aquatic Microbial Ecology*, 23: 13-27.

BURNHAM K.P. & ANDERSON D.R. 2002. Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach, 2nd edn. Springer-Verlag, New York.

CALLISTO, AND M., ESTEVES, F. 1996. Composição granulométrica do sedimento de um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita e um lago natural. *Acta Limnologica Brasiliensis*, 8:115-126

CAMARGO, A, PEZZATO, M., HENRY-SILVA, G., ASSUMPCÃO, A. 2006. Primary production of *Utricularia foliosa* L., *Egeria densa* Planchon and *Cabomba furcata* Schult & Schult. from rivers of the coastal plain of the State of São Paulo, Brazil. *Hydrobiologia* 570: 35-39.

CANFIELD, D. E. JR; SHIREMAN, J.V; COLLE, D.E; HALLER, W.T; OATKINS, C. E. & MACEINA, M. J. 1984. Prediction of chlorophyll a concentrations in Florida lakes: importance of aquatic

CHRISTENSEN, JPA., SAND-JENSEN, K., STAEHR, P. A. 2013. Fluctuating water levels control water chemistry and metabolism of a charophyte-dominated pond. *Freshwater Biology*, 58: 1353–1365.

COHEN, A.S., THOUIN, C., 1987. Nearshore carbonate deposits in lake Tanganyika. *Geology* 15, 414–418.

COLARES, M. A. M.; BONECKER, C. C; SIMOES, N. R. ; ALVES, GEZIELE M ; TÔHA, F. A. L. 2013. Structure of the zooplankton communities in macrophytes stand of a Neotropical floodplain (the Paraná River, Brazil). *International Review of Hydrobiology*, 98: 89-103.

COLE, G. 1983. Textbook of limnology. 3 ed. London: The C.V. Mosby Co. 436 p.

COOK, C.D.K., URMI-KÖNIG, K., 1984. A revision of the genus *Egeria* (Hydrocharitaceae). *Aquatic Botany* 19: 73–96.

ESKINAZI-SANT'ANNA, E M., MENEZES, R., COSTA, IAS., PANOSSO, R., ARAÚJO, M F F. AND ATTAYDE, J.L. 2007. Composição da comunidade zooplanctônica em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. *Oecologia Brasiliensis*, 11(3): 345-356

FEIJOÓ C, GARCÍA, M., MOMO, F., TOJA, J. 2002 Nutrient absorption by the submerged macrophyte *Egeria densa* Planch.: effect of ammonium and phosphorus availability in the water column on Growth and nutrient uptake. *Limnetica* 21: 03-104.

- FERNÁNDEZ-ALÁEZ, M., FERNÁNDEZ-ALÁEZ, C., RODRÍGUEZ, S. 2002. Seasonal changes in biomass of charophytes shallow lakes in the northwest of Spain. *Aquatic Botany*, 72, 335–348.
- HANIFFA, M.A., PANDIAN, T.J. 1980. Energy flow in a tropical pond. *Tropical Ecology and Development*, 799–808.
- HENRY-SILVA, G. G.; MOURA, R. S. T.; DANTAS, L. L. O. 2010. Richness and distribution of aquatic macrophytes in Brazilian semi-arid aquatic ecosystems. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22:147-156.
- HUNG, N., ASAEDA, T., MANATUNGE, J. 2007. Modeling interactions of submersed plant biomass and environmental factors in a stream using structural equation modeling. *Hydrobiologia* 583: 183-193.
- JEPPENSEN, E.; LAURINDSEN, T.L.; KAIRESAALO, T.; PERROW, M.R. 1997. “Impact of submerged macrophytes on fish-zooplankton interactions in lakes”. In: Jeppensen, E. ed. The structuring role of submerged macrophytes in lakes. New York: Springer- Verlag. p 91-114.
- KUFEL, L. & KUFEL, I. 2002. Chara beds acting as nutrient sinks in shallow lakes—a review. *Aquatic Botany*, 72: 249–260
- KUFEL, L., OZIMEK, T., 1994. Can Chara control phosphorus cycling in Lake Luknajno (Poland)? *Hydrobiologia* 94, 277–283.
- MALTCHIK, L. & FLORIN, M. 2000. Perspectives of hydrological disturbance as the driving force of Brazilian semiarid stream ecosystems. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 14, (3), p. 35-41.
- MAZZEO N, L RODRÍGUEZ-GALLEGO, C KRUK, M MEERHOFF, J GORGA, G LACERO, F QUINTANS, M LOUREIRO, D LARREA & F GARCÍA-RODRÍGUEZ. 2003. Effects of *Egeria densa* Planch. beds on a shallow lake without piscivorous fish. *Hydrobiologia* 506/509: 591-602
- MEDINA-GOMEZ, I., AND J. A. HERRERA-SILVEIRA. 2003. Spatial characterization of water quality in a karstic coastal lagoon without anthropogenic disturbance: a multivariate approach. *Estuaruarine Coast. Shelf Science*, 58:455–465.
- MEERHOFF M., MAZZEO N., MOSS B., GALLEGO-RODRIGUEZ, L. 2003. The structuring role of free-floating versus submerged plants in a subtropical shallow lake. *Aquatic Ecology*, 37: 377–391.
- MONY C., KOSCHNICK, T., HALLER, W. and MULLER, S. 2007. Competition between two invasive Hydrocharitaceae (*Hydrilla verticillata* (L.f.) (Royle) and *Egeria densa* (Planch.) as influenced by sediment fertility and season. *Aquatic Botany* 86: 236-242.
- MOORE, JA. 1986Charophytes of Great Britain and Ireland: BSBI Handbook No 5. London: Botanical Society of the British Isles, 141p

MORMUL, ROGER P. ; THOMAZ, S.M. ; TAKEDA, A.M. ; BEHREND, R.D.L. 2011. Structural Complexity and Distance from Source Habitat Determine Invertebrate Abundance and Diversity. *Biotropica (Lawrence, KS)*,43: 738-745.

PARAÍBA, 2007. Secretaria de Planejamento. Avaliação da infra-estrutura hídrica e do suporte para o sistema de gerenciamento de recursos hídricos do Estado da Paraíba. João Pessoa, SEPLAN, 144 p.

PELICICE, F and AGOSTINHO, A. 2006. Feeding ecology of fishes associated with *Egeria* spp. patches in a tropical reservoir, Brazil. *Ecology of Freshwater Fish* 15: 10-19

PELICICE, F.M., AGOSTINHO, A.A. & THOMAZ, S. M. 2005. Fish Assemblages Associated With *Egeria* in a Tropical Reservoir: Investigating the Effects of Plant Biomass and Diel Period. *Acta Oecologica*, 27:9-16.

PERROW, M.R, MOSS, B., STANSFIELD, J.H. 1994. Trophic interactions in a shallow lake following a reduction in nutrient loading: a long term study. *Hydrobiologia* 94: 43–52.

PISTORI R, CAMARGO A. and HENRY-SILVA, G. 2004. Relative growth rate and doubling time of submerged aquatic macrophyte *Egeria densa* Planch. *Acta Limnológica Brasileira* 16: 77-84.

RANGEL T.F., DINIZ-FILHO J.A.F. & BINI L.M. 2010. SAM: a comprehensive application for Spatial Analysis in Macroecology. *Ecography*, 33: 46–50.

ROLON, A. S.; MALTCHIK, L. 2006. Environmental factors as predictors of aquatic macrophyte richness and composition in wetlands of southern Brazil. *Hydrobiologia*, 556: 221-231.

SAMPAIO, E.V.S.B.; OLIVEIRA, N.M.B.. 2005. Aproveitamento da macrófita aquática *Egeria densa* como adubo orgânico. *Planta daninha*, 23(2): 481-486

SÁNCHEZ-BOTERO, J. I.; LEITÃO, R. P.; CARAMASCHI, E. P.; GRACEZ, D. S. 2007. The aquatic macrophytes as refuge, nursery and feeding habitats for freshwater fish from Cabiúnas lagoon, restinga de Jurubatiba National Park, Rio de Janeiro, Brazil. *Acta Limnológica Brasileira*, 19 (2): 143-153.

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

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

SIMONS, J., OHM, M., DAALDER, R., BOERS, P., RIP, W., 1994. Restoration of Botshol (The Netherlands) by reduction of external nutrient load: recovery of a Characean community dominated by *Chara connivens*. *Hydrobiologia* 275/276, 243–253

SOUSA, W. T.Z., THOMAZ, S. M., MURPHY, K. J. 2010. Response of native *Egeria najas* Planch. and invasive *Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle to altered hydroecological regime in a subtropical river. *Aquatic Botany*, 92:40–48

STEINMAN, A.D., MEEKER, R.H., RODUSKY, A.J., DAVIS, W.P., HWANG, S.-J., 1997. Ecological properties of charophytes in a large subtropical lake. *Journal of the North American Benthological Society*. 16, 781–793.

VALERY, L.; FRITZ, H., LEFEUVRE, J.C., SIMBERLOFF, D. 2008. In search of a real definition of the biological invasion phenomenon itself. *Biological Invasions*, 10(8): 1345-1351.

VAN DEN BERG, M., SCHEFFER, M., COOPS, H., SIMONS, J., 1998. The role of characean algae in the management of eutrophic shallow lakes. *Journal Phycology*. 34: 750–756.

VAN NES, H., SCHEFFER, M., VAN DEN BERG, M. & COPPS, H. 2002. Aquatic macrophytes: restore, eradicate, or is there a compromise? *Aquatic Botany*, 72: 387-403.

VANDERSTUKKEN, M., MAZZEO, N., VAN COLEN, W., DECLERCK, S., MUYLAERT, K. 2011. Biological control of phytoplankton by the subtropical submerged macrophytes *Egeria densa* and *Potamogeton illinoensis*: a mesocosm study. *Freshwater Biology*, 56: 1837-1849.

YARROW M., MARÍN, V. H. , FINLAYSON, M., TIRONI, A., DELGADO, L. E., FISCHER, F. 2009. The ecology of *Egeria densa* Planchon (Liliopsida: Alismatales): A wetland ecosystem engineer? *Revista Chilena de Historia Natural* 82: 299-313.

3 DISPONIBILIDADE DE LUZ E HERBIVORIA REGULAM A DINÂMICA DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA EM RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO TROPICAL?

RESUMO

O objetivo deste estudo é reconhecer os controles ascendente e descendentes (zooplâncton) que determinam a variação na dinâmica da comunidade fitoplanctônica em reservatórios no trópico semiárido, relacionando-os ao ciclo hidrológico. Nossa hipótese é que as variações no ciclo hidrológico acarretem em mudanças nas variáveis que regulam a comunidade fitoplanctônica. Foram realizadas coletas mensais nos reservatórios Camalaú e Cordeiro (7°47'38.00" S 36°40'14.04" W), localizados no semiárido Brasileiro. A análise de variância apontou diferenças significativas entre os reservatórios, Camalaú e Cordeiro, para todas as variáveis abióticas, exceto nitrato, fósforo solúvel reativo e fósforo total. Foram observadas diferenças significativas entre os períodos hidrológicos, nos dois reservatórios, para condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, nutrientes dissolvidos, nitrogênio e fósforo totais. A composição taxonômica do fitoplâncton nos dois reservatórios totalizou 73 táxons, sendo 69 táxons para o reservatório Camalaú, 8 exclusivos do período seco e 2 do período chuvoso, enquanto 54 foram registrados no reservatório Cordeiro dos quais 16 foram exclusivos do período seco e 9 do chuvoso. Os maiores valores de biovolume fitoplanctônico foram observados na sub-superfície (100% de luminosidade) para o reservatório Cordeiro e 50% de luminosidade para o reservatório Camalaú, no entanto, não foram observadas diferenças significativas para a distribuição da biomassa da comunidade ao longo da coluna de água. As alterações no volume do reservatório foi o fator hidrológico de maior importância nesses ecossistemas. Limitação por nitrogênio foi observado apenas para o período chuvoso. Luz, temperatura da água, e pH foram significantes fatores que direcionaram a comunidade, no entanto, condutividade elétrica foi o mais importante para o período de secas e volume do reservatório para o período de chuvas.

Palavras-chave: Controle ascendente; Controle descendente; Cianobactérias; Ciclo hidrológico

3.1 INTRODUÇÃO

Encontrar os fatores que determinam a variação na riqueza, diversidade e biomassa de espécies é uma tarefa importante para os ecologistas (Dodson *et al.*, 2000;. Rodrigo *et al.*, 2003). A biomassa do fitoplâncton pode ser regulada por fatores bióticos e abióticos, tais como nutrientes, luz, herbivoria, sedimentação e, no caso de reservatórios, por variações no regime hidrológico (Thornton *et al.*, 1990;. Wetzel, 2001).

Uma série de estudos sobre a comunidade fitoplanctônica tem se concentrado sobre gradientes ambientais, demonstrando que a disponibilidade de luz e nutrientes exerce maior influência sobre a dinâmica espacial e temporal do fitoplâncton em ambientes temperados, subtropicais e tropicais (Diehl, 2007; Wondie *et al.*, 2007, Borges *et al.*, 2008; Caputo *et al.*, 2008, Dejenie *et al.*, 2008; Moura *et al.*, 2012). Os estudos também demonstraram a importância de outras variáveis para a distribuição espacial do fitoplâncton em reservatórios de água, tais como a temperatura, a transparência, as condições da água, o tamanho e a utilização do ambiente aquático e a estrutura da cadeia alimentar, que podem causar modificações horizontais e verticais na estrutura da comunidade (Barbiero *et al.*, 1994; Zanata & Espíndola, 2002). Outros também mostram a importância do clima regional, padrões hidrológicos e morfologia para a dinâmica temporal do fitoplâncton, visto que podem causar mudanças na disponibilidade de nutrientes, na intensidade de fluxo de água e no tempo de retenção (Tundisi & Matsumura-Tundisi 2008; Rangel *et al.*, 2012).

Alguns estudos apontam os nutrientes (fatores ascendentes) como os mais expressivos na regulação da produção primária e da biomassa de algas, visto que o crescimento e reprodução destes organismos em ecossistemas aquáticos são principalmente limitados pela disponibilidade de luz e nutrientes como nitrogênio e fósforo (Smith, 1979; Zhao *et al.*, 2006). Em ecossistemas temperados, o fósforo tem sido considerado o elemento mais importante na limitação do crescimento fitoplanctônico, para sistemas límnicos, no entanto, generalizações sobre a origem da limitação por nutrientes são inadequadas, uma vez que parecem variar em função de fatores locais, como uso do solo na bacia de drenagem e hidrologia da mesma (Kosten *et al.*, 2009).

Os ecossistemas aquáticos de regiões semiáridas e áridas apresentam variabilidade espacial e temporal marcantes, em função das particularidades de seu regime hidrológico (Sánchez-Carrillo & Alvarez-Cobelas, 2001). Lagos e reservatórios no semiárido brasileiro estão sujeitos a períodos de escassez de água. Nessa região, os reservatórios apresentam vazão baixa e elevado tempo de residência da água associado com um balanço hídrico

negativo e temperaturas elevadas durante a maior parte do ciclo hidrológico (Barbosa *et al.*, 2012). É importante ressaltar que estes ecossistemas são complexos, sendo necessário considerar a aplicação de modelos preditivos como ferramentas para o entendimento de seu funcionamento (Bunn & Arthington, 2002).

São raros os trabalhos que tratam acerca dos fatores ascendentes e descendentes intervenientes no controle do crescimento fitoplanctônico em ambientes semiáridos. Estes ecossistemas apresentam tipicamente uma elevada incidência de cianobactérias (Bouvy *et al.*, 1999; Costa *et al.*, 2006; Vasconcelos *et al.*, 2011) e predominância de herbívoros de pequeno porte, como rotíferos, copépodos ciclopóides e cladóceros (Fernando, 1994; Sousa *et al.*, 2008).

O objetivo deste estudo é reconhecer os controles ascendente e descendente (predação pelo zooplâncton) que determinam a variação na dinâmica da comunidade fitoplanctônica em reservatórios no trópico semiárido, relacionando-os ao ciclo hidrológico. Nossa hipótese é que as variações no ciclo hidrológico acarretam mudanças nas variáveis que regulam a comunidade fitoplanctônica. Espera-se que durante o período de secas a comunidade seja regulada por controle descendente, e no período de chuvas a comunidade seja estruturada em função de limitações por luz.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Área de Estudo

Este estudo foi desenvolvido em dois reservatórios localizados na Bacia do Rio Paraíba (7°53'33.94" S 36°50'39.16" W), na região semiárida do Brasil (figura 1). O reservatório Camalaú (7°53'33.94" S 36°50'39.16" W) possui capacidade de acumulação de 46.437.520 m³, formando um espelho d'água de 789 ha, sendo suas águas utilizadas para abastecimento humano, dessedentação de rebanhos, lazer e irrigação. Este reservatório apresenta elevada cobertura de macrófitas submersas durante os períodos de estiagem. O reservatório Cordeiro (7°47'38.00" S 36°40'14.04" W), com capacidade de acumulação de 69.965.945 m³ forma um espelho de água de 1123 ha. Ambos os reservatórios são utilizados para fins de abastecimento, irrigação, dessedentação de rebanhos, e em algumas iniciativas de lazer e turismo regional.

A área onde estão inseridos os reservatórios, em termos de climatologia classifica-se como BSw^h, semi-árido quente, com estação seca atingindo um período que compreende de 9 a 10 meses e precipitações médias em torno de 400 mm (Paraíba, 1997). A umidade relativa do ar alcançou uma média mensal de 60 a 75%, observando-se que os valores máximos

ocorreram no mês de junho e os mínimos no mês de dezembro. Os totais anuais da evaporação, medidos em tanque Classe A, variam entre 2.500 a 3.000 mm.

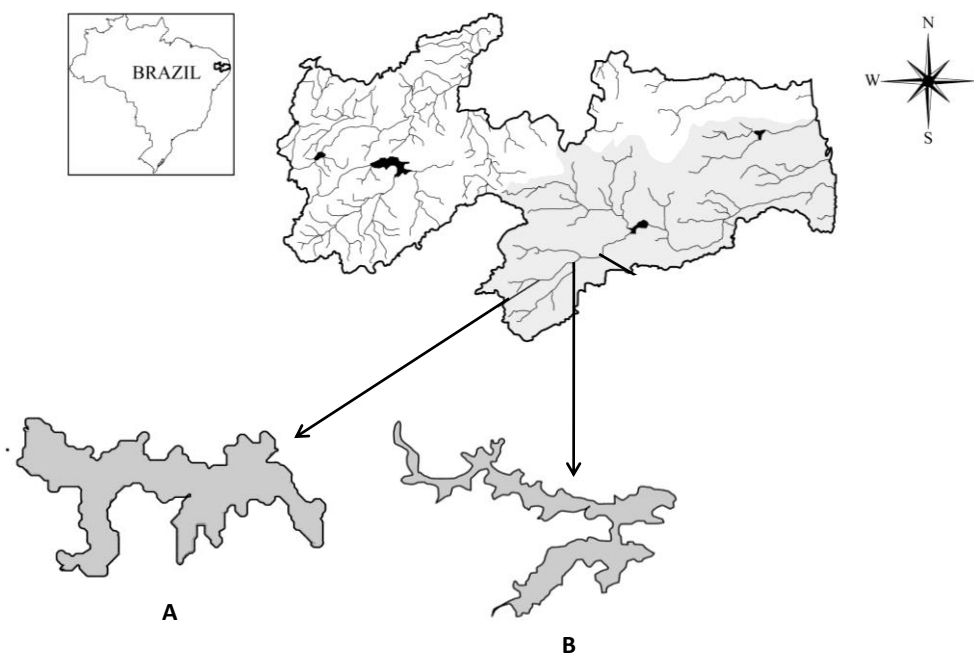


Figura 1: Localização da área de estudo: reservatório Camalaú (A) e reservatório Cordeiro (B), no estado da Paraíba.

3.2.2 Amostragem e análise das amostras

Amostras de água para análises de nutrientes, fitoplâncton e zooplâncton foram coletadas com frequência mensal nos reservatórios. Para uma representação confiável dos gradientes espaciais e temporais, as estações amostrais foram definidas em dois compartimentos: (E1) região fluvial e (E2) região lacustre. O regime de mistura foi definido através dos perfis térmicos medidos sempre que possível nas primeiras horas da manhã. Amostras de água 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 $Z_{máx}$). A razão $Z_{eu}:Z_{máx}$ foi calculada dividindo-se o comprimento da Zona eufótica (Z_{eu}) pela profundidade máxima do reservatório ($Z_{máx}$). As amostras foram armazenadas em garrafas de polietileno e filtradas logo após a coleta em filtros de fibra de vidro GF/C para a determinação das concentrações de e nutrientes dissolvidos. As concentrações de nitrogênio amoniacal ($N-NH_4$), nitritos ($N-NO_2$), nitratos ($N-NO_3$), nitrogênio total (NT), fósforo total

(P_{total}) e fósforo solúvel reativo (SRP) foram determinadas de acordo com as metodologias padronizadas descritas em APHA (1998).

Sub-amostras de 100 mL foram coletadas para identificação e quantificação do fitoplâncton, as quais foram fixadas no campo com solução de Lugol.

As identificações das populações fitoplanctônicas foram feitas em microscópio Olympus BH-2, equipado com contraste de fase e analisador de imagens (Media Cybernetics Image Pro-plus), por meio de análise de características morfológicas e morfométricas das fases vegetativa e reprodutiva. A abundância das populações fitoplanctônicas (ind/ mL) foram estimadas pelo método de sedimentação de Utermöhl (1958). 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 freqüente, sendo o erro inferior a 20%, ($p < 0,05$) (Lund et al., 1958).

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 25 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 superaram 50% do biovolume total da amostra.

As amostras da comunidade zooplanctônica foram coletadas usando rede de plâncton com malha de 68 μ m sendo filtrado de um volume correspondente a 50L de água sendo as alíquotas foram fixadas com formol a 4% glicosado.

A identificação e quantificação do zooplâncton foi realizada em microscópio óptico em câmaras de Sedgwick-Rafter de capacidade de 1mL. A abundância dos mesmos, foi determinada a partir da contagem total de subamostras (3 a 5 réplicas), até que o coeficiente de variação seja inferior a 20% no caso das espécies mais abundantes. A abundância das espécies nas amostras foi calculada, multiplicando-se a média das densidades nas réplicas das subamostras pelo fator de concentração das subamostras e posteriormente dividindo-se este produto pelo volume de água filtrado em cada amostra.

A biomassa de microcrustáceos (copépodos e cladóceros), foi estimada pela medida, de 30 indivíduos de cada espécie e, posteriormente, calculada a estimativa usando regressões relacionando peso seco e comprimento corporal (Bottrell et al., 1976). Para rotíferos, fórmulas geométricas aproximadas foram utilizadas para estimar o biovolume (Ruttner-Kolisko, 1977). O peso fresco de cada indivíduo foi estimado a partir do biovolume, assumindo que $106\mu\text{m}^3$ corresponde a $1\mu\text{g}$ de peso fresco e o peso seco estimado como sendo 10% do peso úmido (Pace & Orcutt, 1981).

3.2.3 Tratamento estatístico dos dados

As diferenças no padrão de distribuição das variáveis ao longo do gradiente temporal e espacial foram analisadas através de ANOVA two-way seguida do teste de Turkey (Statística 7). A identificação das variáveis preditoras da estrutura da comunidade foi realizada através da DISTLM, sendo selecionados os modelos que apresentaram menores valores de AKAIC realizados no software PRIMER+Pemanova. A ordenação dos casos foi realizada por db RDA no intuito de avaliar padrões de distribuição dos casos.

3.3 RESULTADOS

Os períodos hidrológicos de seca e chuva foram bem definidos, sendo os meses de janeiro, julho a dezembro/2011 caracterizados como meses secos, quando os reservatórios apresentaram menor volume de acumulação e menores precipitações pluviométricas, as quais variaram de ausência de chuvas a 34.4mm na região do reservatório Camalaú, e a 23.4 para o reservatório Cordeiro. Os meses de fevereiro a junho de 2011, apresentaram os maiores índices pluviométricos, sendo acumulados 505,1mm e 563,3mm para as regiões de Camalaú e Cordeiro respectivamente, bem como aumento significativo ($F= 87.81$; $p<0.0001$) no volume de água dos reservatórios (figura 2).

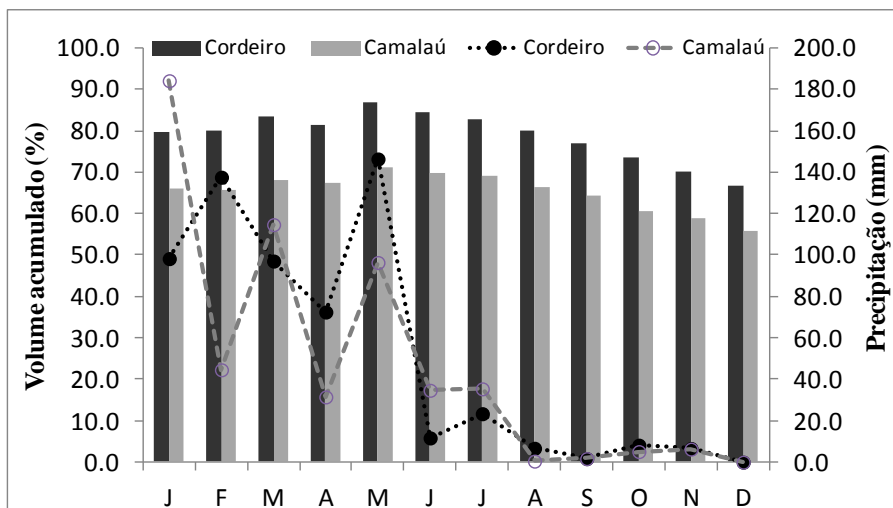


Figura 2: Volume dos reservatórios (barras) e precipitação pluviométrica (linhas) na região dos reservatórios Camalaú e Cordeiro no período de Janeiro a Dezembro de 2011

O reservatório Cordeiro apresentou maiores valores de transparência da água, com diferenças significativas entre os períodos hidrológicos (tabela 1). A extensão da Z_{eu} apresentou diferenças significativas tanto entre os reservatórios quanto entre os períodos hidrológicos (tabela 1). Elevadas temperaturas da água foram evidenciadas durante todo o período de estudo nos dois reservatórios (tabela 1). Os reservatórios apresentaram padrões de estratificação e mistura diferenciados (figura 3). O reservatório Cordeiro apresentou dois períodos de estratificação da coluna de água durante a estação chuvosa, nos meses de abril e junho, com termoclina superficial tendo a Z_{mix} extensão média de 2m, na estação 2 (figura 2A). Para o reservatório Camalaú não foram observadas estratificações térmicas (figura 2 B).

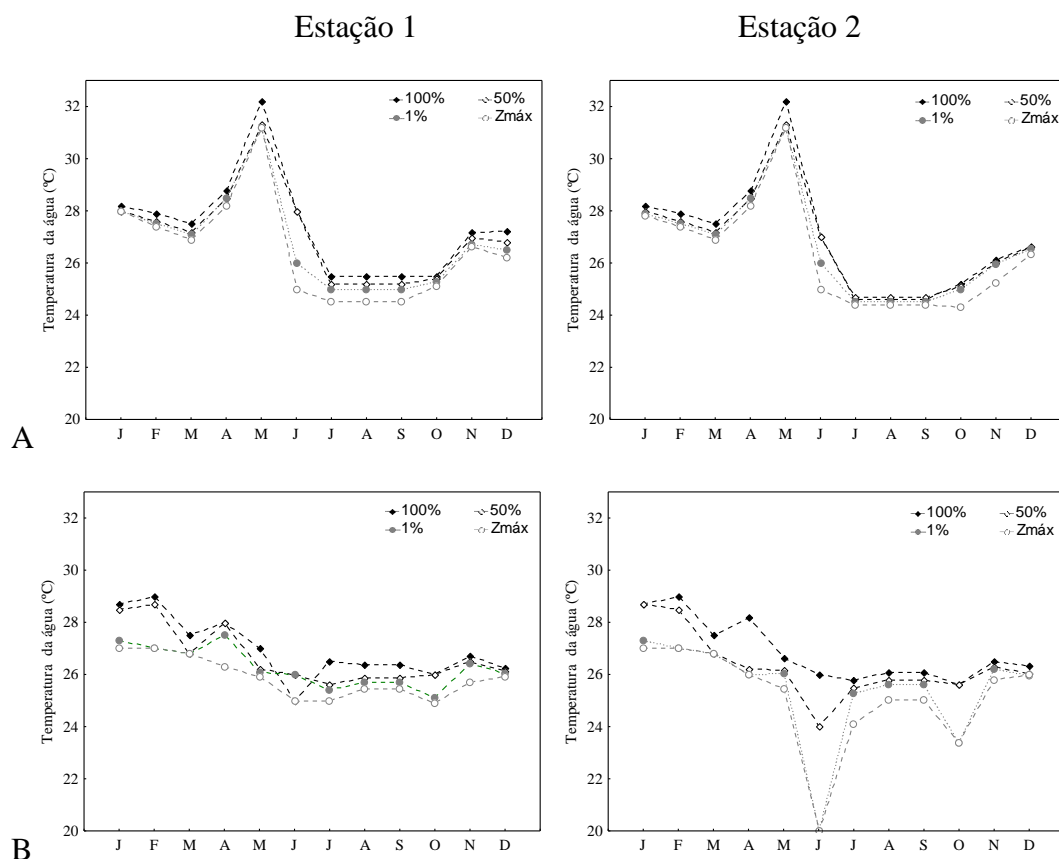


Figura 2: Variação nos perfis de distribuição da temperatura da água nos reservatórios Camalaú (A) e Cordeiro (B) no período de janeiro a dezembro de 2011.

A análise de variância apontou diferenças significativas entre os reservatórios, Camalaú e Cordeiro, para todas as variáveis abióticas, exceto nitrato, fósforo solúvel reativo e fósforo total. Foram observadas diferenças significativas entre os períodos hidrológicos, nos dois reservatórios, para transparência da água, comprimento da Z_{eu} , relação $Z_{eu}:Z_{máx}$, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, nutrientes dissolvidos (nitrito e nitrato), nitrogênio e fósforo totais. Ocorreu efeito da interação entre os períodos hidrológicos e os reservatórios para todas as variáveis, exceto nitrato, nitrogênio total e fósforo total (tabela 1).

Tabela 1: Média, Desvio Padrão das variáveis ambientais e resultados da ANOVA (p) indicando os efeitos dos períodos (seca x chuva), reservatórios e interação entre os fatores, sobre as variáveis ambientais nas águas do reservatórios Camalaú e Cordeiro.

Variáveis	Camalaú					Cordeiro					Reservatório p	Interação P
	Seca		Chuva			Seca		Chuva				
	Média	±SE	Média	±SE	p	Média	±SE	Média	±SE	p		
Transparência da água	2.67	0.13	1.39	0.07	0.04	2.32	0.07	1.69	0.04	<0.001	0.0001	0.0083
Z _{eu}	5.08	0.74	3.75	0.19	0.01	6.27	0.18	4.56	0.10	<0.001	0.001	0.008
Z _{eu} :Z _{máx}	0.88	0.01	0.43	0.02	0.01	0.66	0.01	0.39	0.02	0.01	0.001	0.05
Temperatura da água	25.78	0.16	28.25	0.29	<0.001	26.02	0.14	26.42	0.29	0.18	0.001	0.003
pH	7.91	0.07	7.96	0.06	0.6	7.53	0.08	7.92	0.06	<0.001	0.001	0.01
Condutividade Elétrica	573.38	7.04	462.66	0.55	<0.001	672.89	5.93	574.56	5.22	0.03	0.0001	0.0006
Oxigênio Dissolvido	6.31	0.38	3.47	0.33	<0.001	6.50	0.36	6.06	0.22	<0.001	0.0001	0.028
N-NH ₄ ⁺ (μ.L ⁻¹)	36.31	3.44	40.20	4.71	0.49	49.39	4.52	45.27	6.27	0.05	0.032	0.409
N-NO ₂ (μ.L ⁻¹)	2.48	0.35	1.47	0.30	0.03	11.47	2.07	2.49	0.58	<0.001	0.001	0.001
N-NO ₃ (μ.L ⁻¹)	52.71	5.45	73.91	9.90	0.04	63.33	5.28	87.69	13.15	0.06	0.14	0.98
N _{total} (μ.L ⁻¹)	718.38	40.00	314.20	33.12	<0.001	853.90	33.48	346.12	34.11	<0.001	0.024	0.23
SRP(μ.L ⁻¹)	10.13	1.28	29.77	4.26	<0.001	21.71	5.32	23.93	2.22	0.73	0.41	0.025
P _{total} (μ.L ⁻¹)	32.76	3.35	132.50	10.95	0.01	44.75	5.91	128.58	27.70	0.009	0.75	0.54
N:P	22.48	3.78	6.87	1.18	0.001	32.84	3.88	9.50	2.09	<0.001	0.001	0.007

Ao longo de todo o estudo, os maiores valores de condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, bem como as concentrações de nutrientes nitrogenados foram registrados no reservatório Cordeiro. Para o reservatório Camalaú maiores concentrações de fósforo solúvel reativo e fósforo total foram aferidos durante o período chuvoso (tabela 1). Em ambos os reservatórios o nitrato foi a forma inorgânica do nitrogênio mais abundante, seguida de amônio e nitrito. O percentual de NID variou entre 12.7 - 36.7% e 14.5 - 39.8% em relação ao nitrogênio total para os reservatórios Camalaú e Cordeiro, respectivamente, entre os períodos hidrológicos.

As águas dos reservatórios apresentaram pH variando de neutro, no período seco, a alcalino no período chuvoso. Ao longo da coluna de água não foram observados padrões de estratificação na distribuição das variáveis exceto para o oxigênio dissolvido, no reservatório Camalaú que apresentou perfil de distribuição clinogrado (figura 3A) com diferenças significativas nas concentrações desta variável ($p < 0.05$), ocorrendo águas mais oxigenadas durante o período de secas e hipóxia no hipolíminio do reservatório durante o período de

chuvas. A razão atômica NID:SRP, apresentou diferenças significativas entre os períodos investigados para os dois reservatórios (tabela 1). Mesmo não sendo identificadas diferenças significativas, as maiores concentrações de nutrientes, tanto fosfatados quanto nitrogenados foram registradas próximo ao sedimento, nos dois reservatórios. Entre as estações de coleta e diferentes profundidades, a distribuição das variáveis abióticas apresentou-se bastante homogênea (exceto para o oxigênio) sem diferenças significativas nos dois reservatórios.

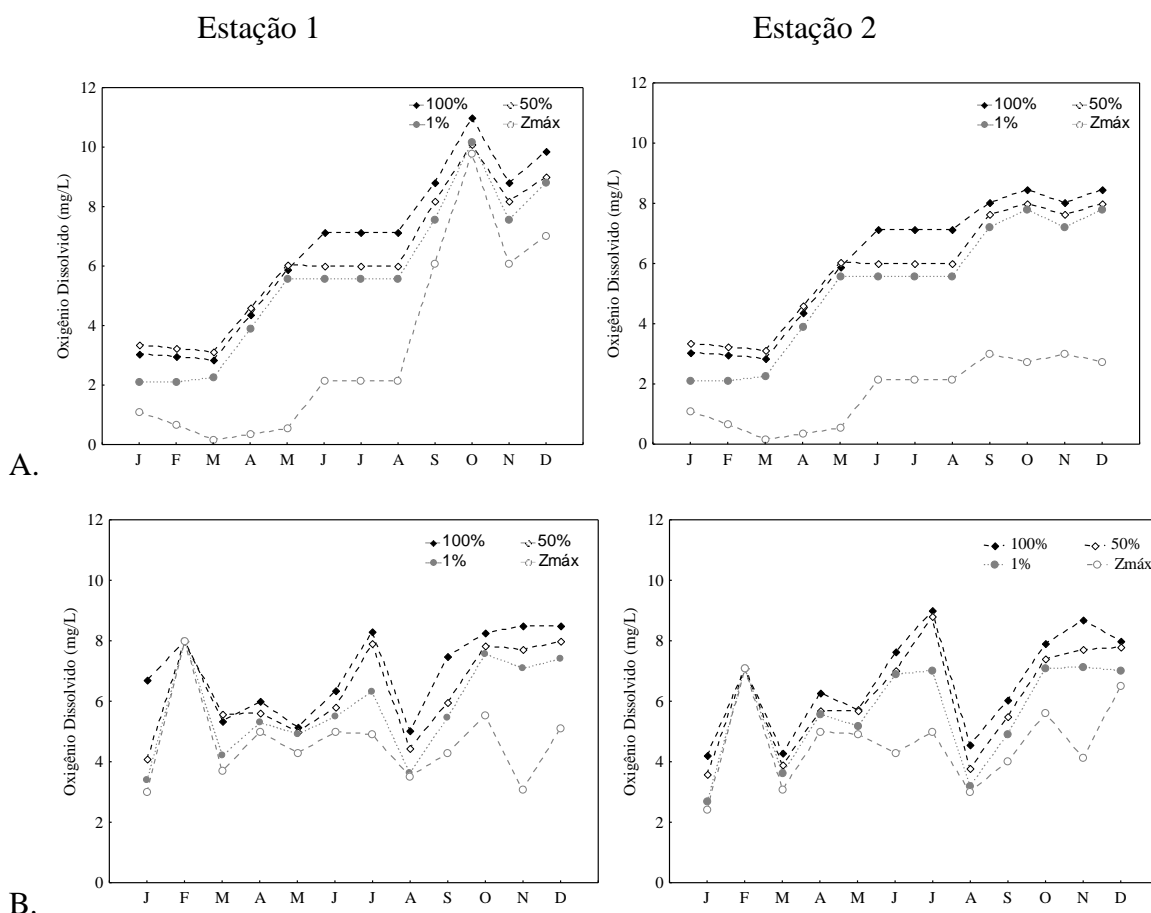


Figura 3: Variação na distribuição do oxigênio dissolvido na coluna de água dos reservatórios Camalaú (A) e Cordeiro (B) no período de janeiro a dezembro de 2011.

A composição taxonômica do fitoplâncton nos dois reservatórios totalizou 73 táxons infra-genéricos distribuídos em 7 grupos taxonômicos (ANEXO1): Cyanobacteria (34.8%), Chlorophyceae (30.4%), Bacillariophyceae (18.8%), Euglenophyceae (8.7%), Zygnemaphyceae (4.3%), Dinophyceae (1.4%) e Chlamydoophyceae (1.4%). O reservatório Camalaú apresentou 69 táxons, sendo 8 exclusivos do período seco e 2 do período chuvoso, enquanto 54 foram registrados no reservatório Cordeiro dos quais 16 foram exclusivos do período seco e 9 do chuvoso.

O biovolume médio da comunidade fitoplanctônica foi de $3.65 \text{ mm}^3/\text{L}$ (± 0.76) e $2.45 \text{ mm}^3/\text{L}$ (± 0.39) para os reservatório Camalaú e Cordeiro respectivamente. Os maiores valores

de biomassa foram observados na sub-superfície (100% de luminosidade) para o reservatório Cordeiro e a 50% de luminosidade para o reservatório Camalaú, no entanto, não foram observadas diferenças significativas para a distribuição da biomassa da comunidade ao longo da coluna de água ($F_{\text{Cam}(3,88)} = 0.98$, $p_{\text{Cam}} = 0.44$; $F_{\text{Cor}(3,88)} = 3.46$; $p = 0.17$). Ambos os reservatórios apresentaram maiores valores de biomassa fitoplanctônica durante os períodos de chuva apresentando diferenças significativas em relação ao período seco apenas o reservatório Camalaú ($F_{\text{Cam}(3,88)} = 6.23$, $p_{\text{Cam}} = 0.01$; $F_{\text{Cor}(3,88)} = 1.52$; $p_{\text{Cor}} = 0.07$).

No reservatório Camalaú o biovolume fitoplanctônico variou de 0.003 a 60.1 mm³/L, sendo as Cianobactérias, Clorofíceas e Bacilariofíceas os grupos que mais contribuíram para a biomassa fitoplanctônica, tanto no período de seca quanto de chuvas (figura 4). Para o reservatório Cordeiro a biomassa fitoplanctônica variou de 0.007 a 15.20 mm³.L⁻¹ sendo Cianobactérias, Bacilariofíceas e Clorofíceas os grupos que mais contribuíram para o biovolume total (figura 6).

A maior contribuição de cianobactérias, nos dois reservatórios, decorreu de frequentes episódios de florações desses organismos, que representaram mais de 90% da biomassa total do fitoplâncton, em especial durante o período chuvoso (figura 6).

Para o reservatório Camalaú, as cianobactérias, foram dominantes durante o período chuvoso e início do período de seco, sendo *Planktolyngbya limnetica* dominante em fevereiro/2011 e *Microcystis protocystis* nos demais meses chuvosos. Ao longo do período de secas não foram observadas dominância de espécie, exceto para os meses de julho e agosto, onde *M. protocystis* foi dominante. Nos demais meses, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Coelomorum tropicalis* e *Sphaerocavum brasiliense* foram as espécies mais abundantes. Para o reservatório Cordeiro, ao longo do período amostral, foi observada dominância de espécies apenas para abril (*S. brasiliense*), maio (*Aulacoseira granulata*), junho, julho e outubro (*Coelosphaerium kuetzingianum*). *C. raciborskii*, *M. protocystis*, *S. brasiliense*, *A. granulata*, *Aphanizomenon* sp., *Dolichospermum planctonicum*, *Planktothrix agardhii* foram as espécies abundantes neste reservatório nos demais meses.

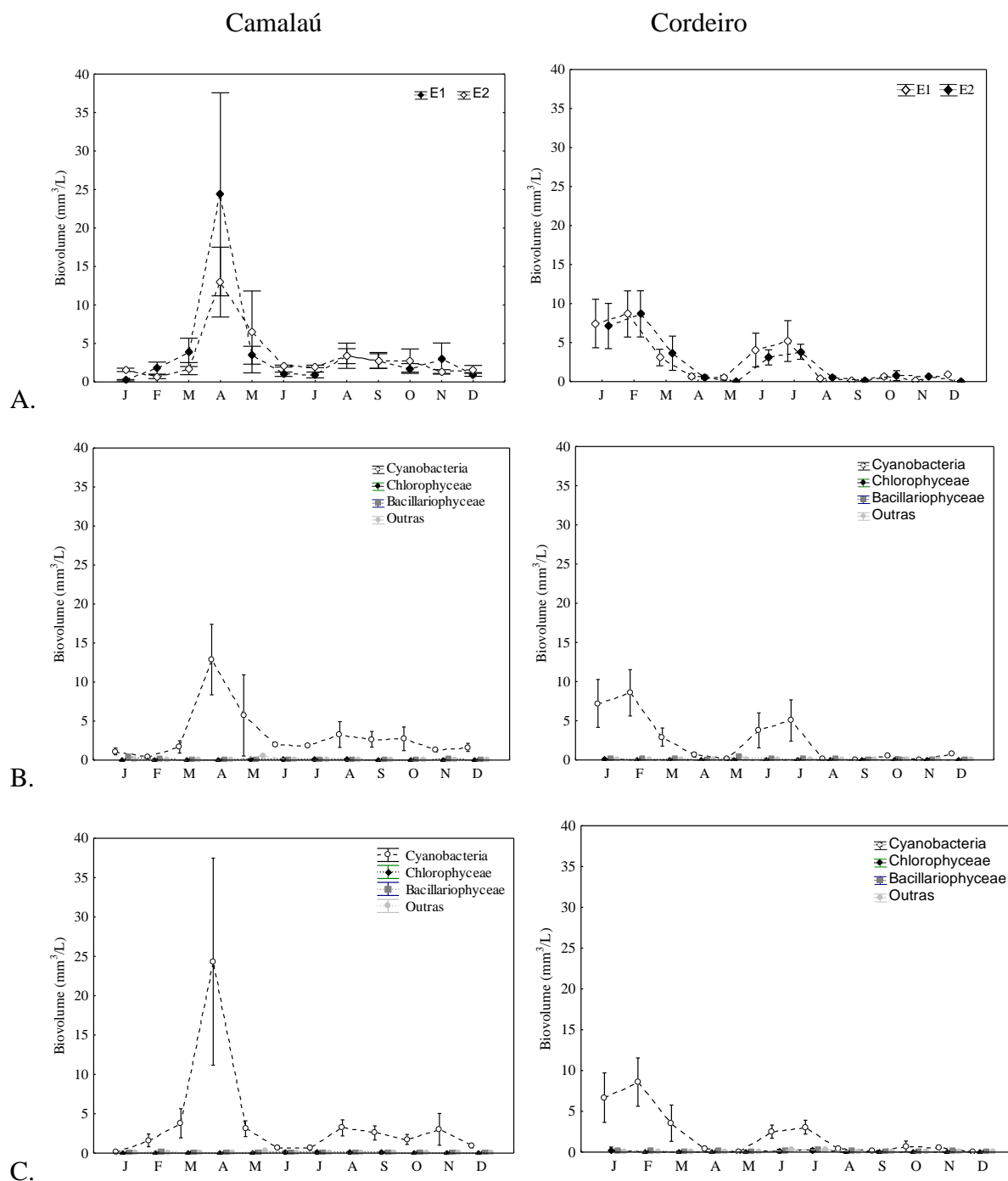


Figura 6: Biovolume total (A) e biovolume dos grupos fitoplantônicos nas estações E1 (B) e E2(C) nos reservatórios Camalaú e Cordeiro no período de janeiro a dezembro de 2011.

Um total de 33 táxons zooplantônicos foram identificados nos dois reservatórios (Anexo 2), pertencentes às classes Rotífera (18 táxons), Cladocera (8 táxons) e Copepoda (7 táxons). Quanto ao hábito alimentar, os onívoros foram os mais abundantes nos dois reservatórios (42, 6%- Camalaú; 44,25% -Cordeiro) seguidos de grandes filtradores (24,9%) e carnívoros (18,6%) no reservatório Camalaú e pequenos filtradores (25,9%) e grandes filtradores (17,9%) em Cordeiro.

Diferenças significativas foram observadas para a variação da biomassa zooplanctônica entre os períodos de amostragem apenas para o reservatório Camalaú ($F=5.19$, $p=0.01$). Durante o período de seca, observou-se distribuição mais homogênea na biomassa zooplanctônica entre os grupos, no entanto, para o período chuvoso ocorreu dominância de copépodos calanoidass (figura 7). No reservatório Cordeiro, ao longo dos dois períodos hidrológicos ocorreu maior abundância de copepodos calanoida e claroceros, sendo no período de chuvas observado aumento significativo na biomassa de rotíferos (figura 7).

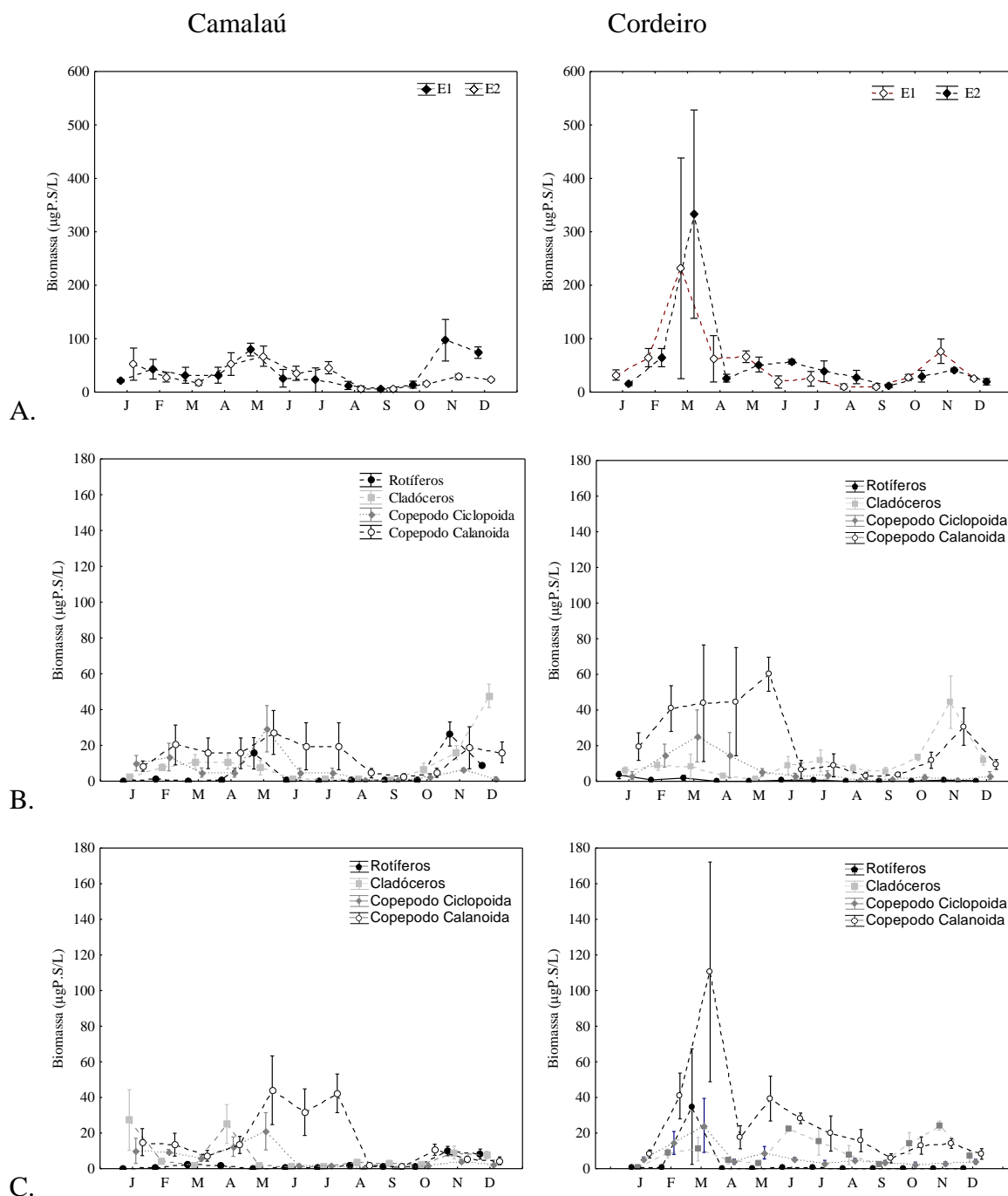


Figura 7: Variação da biomassa total (A) e dos grupos zooplantônicos nas estações de coleta E1 (B) e E2(C) nos reservatórios Camalaú e Cordeiro no período de janeiro a dezembro de 2011

A análise DISTLM baseada nos casos referentes ao período seco identificou 11 variáveis significativas que coletivamente resumem 38% da variabilidade do biovolume fitoplantônico nos dois reservatórios (tabela 2). As variáveis condutividade elétrica (14%) e transparência da água (8%) foram as mais importantes para a variação dos casos neste período. As variáveis temperatura, volume do reservatório, biomassa de cladoceros, rotíferos,

pH, profundidade, razão $Z_{eu}:Z_{máx}$ e concentrações de nitrito e fósforo total apresentaram menores contribuições, no entanto foram significantes para a construção do modelo. A análise de ordenação associada a esta análise demonstrou claramente a separação dos casos entre os reservatórios, sendo as variáveis condutividade elétrica e transparência da água as responsáveis pela variação do biovolume fitoplanctônico no reservatório Cordeiro e biomassa de cladóceros, pH e profundidade as variáveis de maior influencia para o reservatório Camalaú (figura 8A).

Tabela 2: Resultados da análise de modelo linear (DISTLM) representando as variáveis que descrevem as variação do biovolume da comunidade fitoplanctônica para os reservatórios Camalaú e Cordeiro.

Variável	Período de seca					Período de Chuvas				
	AIC	SS(trace)	Pseudo-F	p	Proporção	AIC	SS(trace)	Pseudo-F	p	Proporção
Precipitação	*	*	*	*	*	634.94	12080	4.5859	0.001	0.04
Volume	878.69	13933	5.6987	0.001	0.03	646.29	34918	11.099	0.001	0.13
Transparência água	887.01	32564	12.153	0.001	0.08	637.69	13717	4.9729	0.001	0.05
Zeu	*	*	*	*	*	633.06	9352.7	3.6774	0.001	0.03
Zeu:Zmax	872.74	5073.7	2.2992	0.016	0.01	626.54	4246	1.9138	0.026	0.02
Temperatura	882.5	16505	6.4688	0.001	0.04	626.73	5817.5	2.5884	0.005	0.02
pH	876.62	9326.9	3.9187	0.001	0.02	630.8	9760.1	3.9928	0.001	0.03
Condutividade Elétrica	896.85	49552	16.791	0.001	0.14	628.65	9016.8	3.8318	0.001	0.03
Oxigênio dissolvido	*	*	*	*	*	626.37	4091.9	1.8675	0.038	0.01
Amônio	*	*	*	*	*	640.76	22043	7.5993	0.001	0.09
Nitrito	873.26	5281.4	2.3632	0.008	0.01	*	*	*	*	*
Fósforo total	872.53	4362.7	1.9965	0.034	0.01	*	*	*	*	*
Cladoceros	875.13	7751.5	3.3283	0.001	0.03	*	*	*	*	*
Rotíferos	873.83	5386	2.3785	0.011	0.01	*	*	*	*	*

Um segundo modelo DISTLM foi desenvolvido baseado nos casos referentes ao período de chuvas, sendo identificadas 10 variáveis significantes que coletivamente resumem 48% da variabilidade do biovolume fitoplanctônico (tabela 2). A variáveis transparência, temperatura da água, pH, condutividade elétrica e razão $Z_{eu}:Z_{máx}$ similarmente ao período seco, foram apontadas como significantes na variação do biovolume fitoplanctônico, no entanto, as variáveis volume do reservatório (13%) e concentrações de amônio (9%) foram as

mais importante para esse período, sendo precipitação, extensão da zona eufótica e concentração de oxigênio dissolvido, significantes e exclusivas para esse período. A ordenação dos casos demonstrou segregação dos dados entre os reservatórios, no entanto em maior proporção para o do período seco, sugerindo menor similaridade entre as comunidades para o período chuvoso (figura 8B). As variáveis concentração de amônio e transparência da água foram responsáveis pela variação da comunidade fitoplanctônica no reservatório Camalaú (figura 8B).

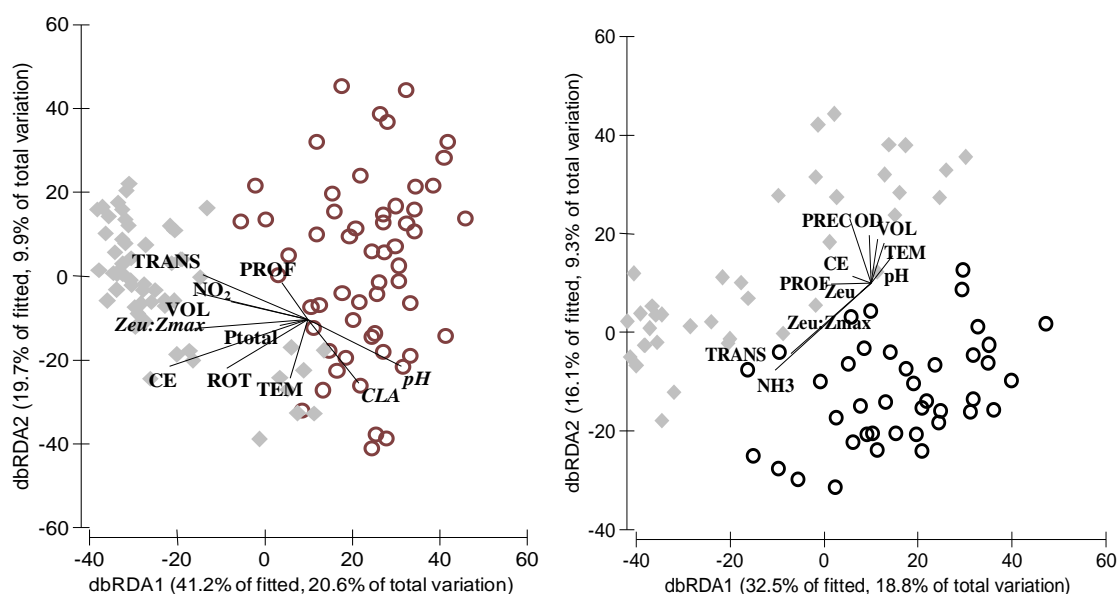


Figura 8: Resultados da ordenação da db-RDA para o biovolume da comunidade fitoplanctônica nos reservatórios Camalaú (círculos abertos) e Cordeiro (losangos sólidos) nos períodos de seca (A) e Chuva (B). TRANS - Transparência da água; PROF - Profundidade; NO₂ - Nitrito; VOL - Volume; P_{total} - Fósforo total; CE - Condutividade Elétrica; ROT - Rotíferos; TEM - Temperatura; CLA - Cladóceros; NH₃ - Amônio; PREC - Precipitação;

3.4 DISCUSSÃO

Variações na composição e biomassa da comunidade fitoplanctônica são determinados, em parte, pelo seu ambiente, exibindo um comportamento complexo em resposta à esta influência. Dois tipos de fatores importantes são reconhecidos como controladores da estrutura da comunidade fitoplanctônica. O primeiro está relacionado a processos físicos, tais como a mistura de massas de água, a luz, turbulência, temperatura e salinidade, e o segundo são os nutrientes. Além desses, a frequência e magnitude dos extremos climáticos como secas e eventos de chuvas provocam mudanças nesta comunidade (Williamson *et al.*, 2009; Havens *et al.*, 2011).

A biomassa fitoplanctônica apresentou variação significativa entre os períodos hidrológicos, nos reservatórios estudados. A maior biomassa foi observada durante o período de chuva, especialmente para o reservatório Camalaú, onde ocorreram florações de *M. protocystis*. 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.

Os resultados do nosso estudo demonstraram que as forças motrizes que regulam a variação da biomassa fitoplanctônica nos dois reservatórios são diferentes em resposta às variações do ciclo hidrológico, corroborando parcialmente a hipótese de estudo.

As variáveis temperatura da água, pH razão $Z_{eu}:Z_{máx}$ foram apontadas como influentes significativamente sobre a variação da biomassa fitoplanctônica, para os dois períodos hidrológicos, no entanto, com menor explicabilidade. 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 influencia dessa variável tem baixa intensidade (Rangel *et al.*, 2012), assim como constatado para os reservatórios em estudo.

Os reservatórios do semiárido são naturalmente polimíticos visto que as elevadas temperaturas durante o dia e menores durante a noite, caracterizam um ciclo diário que favorece o movimento ou mistura da coluna de água (Bouvy *et al.*, 1999; Chellappa & Costa, 2003). Neste estudo apenas dois eventos de estratificação da coluna de água foram registrados, no reservatório Cordeiro, nos meses de abril e maio, apenas para a região de barragem. Estes eventos podem estar relacionados ao maior comprimento da coluna de água em função do aumento no volume do reservatório, tendo a mistura diária ocorrido em um período maior de tempo. Essa característica polimítica de mistura explica a homogeneidade na distribuição dos nutrientes, bem como da biomassa fitoplanctônica na coluna de água.

Reservatórios das regiões semiáridas também são caracterizados por apresentarem águas com elevada alcalinidade, visto a abundância do solo da região de bicarbonatos (Bouvy *et al.*, 1999). As cianobactérias foram o grupo mais abundante em biomassa fitoplanctônica durante o estudo. Este grupo foi amplamente reportado como consequência de elevadas temperaturas e pH alcalino, visto que apresentam a capacidade de fixar carbono inorgânico (Padisák, 1997; Chellappa *et al.*, 2008).

A disponibilidade de luz na coluna de água funciona como um fator tanto limitante, como incentivador para o desenvolvimento fitoplanctônico, sendo por isso, apontado como importante fator regulador da comunidade em nosso estudo, tanto para o período de secas (maior transparência), quanto para o período de chuvas onde foram observados menores valores desta variável. Durante o período de seca, a comunidade foi influenciada pela maior disponibilidade de luz, já nos períodos de chuva a menor transparência favoreceu o desenvolvimento apenas de cianobactérias. Vale salientar que durante o período de seca a transparência da água foi o segundo fator mais importante como direcionador da comunidade.

Para o período de seca a condutividade elétrica foi apontada como fator mais importante na estruturação da biomassa fitoplanctônica. Em reservatórios do Nordeste semiárido, em função da concentração de sais na água esta variável apresenta valores médios de $560-1100\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Bouvy *et al.*, 2000; Barbosa *et al.*, 2012), como observado nos reservatórios em estudo.

Nossa hipótese inicial de que os fatores descendentes exercem maior influência sobre a comunidade fitoplanctônica, durante o período de seca, não foi corroborada, no entanto, os cladoceros e rotíferos foram significativamente relacionados ao fitoplâncton neste período. A comunidade zooplanctônica nos reservatórios apresentou baixa riqueza específica, com maior contribuição de rotíferos, seguidos de cladoceros e copépodos, no entanto, as populações de copépodos apresentaram-se sempre em maior biomassa. Esta estrutura é similar ao encontrado em muitos reservatórios do Nordeste brasileiro (Bouvy *et al.*, 2000, 2001; Souza *et al.*, 2008). A dominância de cianobactérias em reservatórios do Nordeste tem sido atribuída à fraca pressão de herbivoria (Bouvy *et al.*, 1999). Por outro lado, Copépodos calanoida (onívros) e rotíferos (pequenos filtradores) têm sido apontados como os componentes do zooplâncton de maior importância em reservatórios mesotróficos e eutróficos do semiárido (Bouvy *et al.*, 2001; Eskinazi-Sant'anna *et al.*, 2007; Souza *et al.*, 2008), possivelmente por sua capacidade de fragmentar filamentos de cianobactérias (Bouvy *et al.*, 2001), ou, no caso de rotíferos, por sua tolerância à elevada turbidez abiogênica, comum nesses ambientes (Souza *et al.*, 2008).

Existem evidências de que as cianobactérias e suas toxinas causam mudanças na estrutura da comunidade zooplanctônica, que passa de uma comunidade dominada por filtradores generalistas como os cladoceros, como observado para o reservatórios. Camalau, nos períodos de seca, para uma comunidade dominada por seletores de partículas de pequeno porte, os copepodas ciclopidas. No entanto, para os reservatórios em estudo a comunidade zooplanctônica esteve dominada por copépodos calanoidas, o que é um indicador de que há

uma pressão maior das cianobactérias sobre o zooplâncton que a herbivoria sobre as cianobactérias, semelhante ao observado por Dantas *et al.* (2009), em um reservatório do semiárido pernambucano.

Diferentes espécies fitoplanctônicas apresentam diferentes 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 elevada do regime de mistura (Barbosa & Tundisi, 1980; Chellappa *et al.*, 2008).

A razão N:P representou limitações por nutrientes apenas para o período de chuvas, onde o nitrogênio foi limitante. Para o período de seca o fósforo total foi apontado como variável significativa ao desenvolvimento da biomassa fitoplanctônica, no entanto, com baixa explicabilidade. Mesmo não sendo limitante a este período, as concentrações de fósforo foram menores em quando comparadas ao período de chuvas, nos dois reservatórios. Durante todo o estudo, as cianobactérias foram o grupo mais abundante em biomassa, sendo a ocorrência destas e consequente floração em ambientes com disponibilidade de fósforo, resultante 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 (Falconer, 2007). Além disso, cianobactérias são capazes de movimentos verticais rápidos na coluna d'água apresentam uma vantagem adicional de migrarem para zonas afóticas, próximas ao sedimento e ricas em fosfato, durante períodos depleção deste nutriente (Visser *et al.*, 2005).

Apesar da limitação por nitrogênio, durante o período de chuvas, foi observado os maiores valores de biovolume fitoplanctônico, sendo as concentrações de amônio apontadas como significante para a estruturação da comunidade. Durante este período florações de *M. protocystis* foram observadas, sendo estas algas reportadas como excelentes competidoras em períodos de depleção da razão N:P (Marinho & Huszar 2002; Marinho & Azevedo, 2007), além de apresentarem afinidade para absorção de amoníum.

O volume do reservatório foi uma variável de importância ao desenvolvimento da comunidade, nos dois períodos hidrológicos, no entanto, durante o período de chuvas foi o fator mais importante. Fatores hidrológicos, como o volume e tempo de retenção da água, controlam a disponibilidade de luz, nutrientes e também atuam diretamente na manutenção do fitoplâncton na coluna de água (Kalff, 2002; Rangel *et al.*, 2012). Em reservatórios de

água do semiárido, geralmente, o tempo de residência da água ultrapassa 300 dias, visto que estes, só renovam as águas quando as chuvas acumuladas elevam o volume do reservatório a sua capacidade máxima (Bouvy *et al.*, 2009; Barbosa *et al.*, 2012; Moura *et al.*, 2012). Assim as alterações no volume do reservatório passam a ser o fator hidrológico de maior importância nesses ecossistemas. Em lagos da Amazônia (Melo & Huszar, 2000; Casali *et al.*, 2009), e em reservatórios nas regiões sul (Silva *et al.*, 2005; Borges *et al.*, 2008) e sudeste (Rangel *et al.*, 2012) do Brasil, a variação no regime hidrológico também foi apontado como um dos principais fatores reguladores da variação sazonal da comunidade fitoplanctônica.

Os resultados apresentaram diferenças significativas para a biomassa fitoplanctônica entre os períodos hidrológicos, sendo as cianobactérias o grupo com maior contribuição para a biomassa total nos dois reservatórios. Limitação por nutriente foi observado apenas para o período chuvoso sendo o nitrogênio o fator limitante. Luz, temperatura da água, pH, pressão de herbivoria foram significantes fatores que direcionaram a comunidade, no entanto, condutividade elétrica foi o mais importante para o período de secas e volume do reservatório para o período de chuvas.

Em reservatórios rasos do semiárido, como Camalaú e Cordeiro, 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. Bouvy *et al.* (2000) em investigação de 39 reservatórios de Pernambuco concluíram que essa estrutura simples de dominância da comunidade fitoplanctônica é uma característica de hipereutrofica. Em reservatórios nordestinos, em função da irregularidade das chuvas e a escassez de água para abastecimento, este cenário é grave e necessita de monitoramento e plano de manejo, visando a proteção da saúde humana e dos recursos hídricos.

REFERÊNCIAS

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

BARBIERO, R. P. & KANN, J. 1994. The importance of benthic recruitment to the population development of *Aphanizomenon flos-aquae* and internal loading in a shallow lake. *Journal of Plankton Research*,16: 1581-1588.

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

BARBOSA, J. E. L., MEDEIROS, E. S. F., BRASIL, J., CORDEIRO, R. S., CRISPIM, M.C.B, SILVA, G.H.G. 2012. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 24(1), 103-118.

BORGES, PAF.; TRAIN, S.; RODRIGUES, LC. 2008. Estrutura do fitoplâncton, em curto de tempo, em um braço do reservatório de Rosana (ribeirão do Corvo, Paraná, Brasil). *Acta Scientiarum*, 30: 57-65.

BOTTRELL, HH; DUNCAN, A.; GLIWICZ, Z.M.; GRYGIEREK, E.; HERZIG, A.; HILLBRICHT-ILKOWSKA, A.; KUROSAWA, H.; LARSSON, P. & WEGLENSKA, T. 1976. A review of some problems in zooplankton production studies. *Norwegian journal of zoology*, 24:419-456

BOUVY, M.; PAGANO, M. & TROUSSELLIER, M. 2001. Effects of a cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) on bacteria and zooplankton communities in Ingazeira reservoir (northeast Brazil). *Aquatic Microbiology Ecology*, 25: 215-227.

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

BOUVY, M.; FALCÃO, D.; MARINHO, M.; PAGANO, M. AND MOURA, A. 2000. Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during 1998 drought. *Aquatic Microbial Ecology*, 20: 285-297.

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

BUNN, SE. & ARTHINGTON, AH. 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management*, 30(4): 492-507.

CAPUTO, L; NASELLI-FLORES, L.; ORDOÑEZ, LJ.; & ARMENGOL, J. 2008. Phytoplankton distribution along trophic gradients within and among reservoirs in Catalonia (Spain). *Freshwater Biology*, 53: 2543-2556.

CASALI, S.; CALIJURI, MC.; BARBARISI, B.; RENÓ, VF.; AFFONSO, AG.; BARBOSA, C.; SILVA, TSF. & NOVO, E.MLM. 2011. Impact of the 2009 extreme water level variation on phytoplankton community structure in Lower Amazon floodplain lakes. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 23(3): 260-270.

CHELLAPPA, NT.; COSTA, MAM. 2003. Dominant and co-existing species of Cyanobacteria from a eutrophicated reservoir of Rio Grande do Norte State, Brazil. *Acta Oecologica*, 24: S3-S10.

CHELLAPPA, NT.; BORBA, JM. and ROCHA, O. 2008. Phytoplankton community and physical-chemical characteristics of water in the public reservoir of Cruzeta, RN, Brazil. *Braziliam. Journal of Biology*, 68 (30): 477-494

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

COSTA, IA.; AZEVEDO, SMFO.; SENNA, PA.; BERNARDO, RR.; COSTA, SM.& CHELLAPPA, NT. 2006. Occurrence of toxin-producing cyanobacterial blooms in a Brazilian semiarid reservoir. *Brazilian Journal of Biology*, 66: 211-219.

DANTAS, EW.; ALMEIDA, VLS.; BARBOSA, JEL.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, MC. & MOURA, AN. 2009. Efeito das variáveis abióticas e do fitoplâncton sobre a comunidade zooplancônica em um reservatório do Nordeste brasileiro. *Iheringia. Série Zoologia*, 99: 132-141.

DIEHL, S. 2007. Paradoxes of enrichment: effects of increased light versus nutrient supply on pelagic producer-grazer systems. *American Naturalist*, 169: 173-191.

DODSON, SI.; ARNOTT, SE. and NOTTINGHAM, KL., 2000. The relationship in lake community between primary productivity and species richness. *Ecology*, (81): 2662-2679

ESKINAZI-SANT'ANNA, EM.; MENEZES, R.; COSTA, IS.; PANOSSO, RF.; ARAÚJO, MF. AND ATTAYDE, JL. 2007, Composição da comunidade zooplancônica em reservatório eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. *Oecologia Brasiliensis*, 11(3): 410-421.

FALCONER, I.R. 2007. Health effects associated with controlled exposures to cyanobacterial toxins. Pp:645-650 In: Proceedings of the Interagency, International Symposium on Cyanobacterial Harmful Algal Blooms (ISOC-HAB): State of the Science and Research Needs. 952p.

FERNANDES, VO.; CAVATI, B.; SOUZA, B. D.; MACHADO, RG. & COSTA, AAG. 2009. Lagoa Mãe-Bá (Guarapari-Anchieta, ES): um ecossistema com potencial de floração de cianobactérias? *Oecologia Brasiliensis*, 13: 366-381

FERNANDO, CH. 1994. Zooplankton, fish and fisheries in tropical freshwaters. *Hydrobiologia*, 272(1-3): 105-123

HAVENS, KE.; ELIA, AC.; TATICCHI, MI. & FULTON III, RS. 2009. Zooplankton–phytoplankton relationships in shallow subtropical versus temperate lakes Apopka (Florida, USA) and Trasimeno (Umbria, Italy). *Hydrobiologia*, 628: 165–17

HILLEBRAND, H.; DURSLEN, CD; KIRSCHTEL, DB.; POLLINGER, U.; ZOHARY, T. 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology*, 35: 403–424.

KALFF, J. 2002. Limnology, Upper Saddle River, Prentice Hall, New Jersey. 592pp

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

KOSTEN, S.; HUZSAR, VLM; MAZZEO, N.; SCHEFFER, M.; JEPPESEN, E. 2009. Lake and watershed characteristics rather than climate influence nutrients limitation in shallow lakes. *Ecological applications*, 19: 1791-1804

LOBO, E.A. & LEIGHTON, G. 1986. 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: 1-29.

LUND, JWG.; KIPLING, C. & LECREN, ED. 1958. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia*, 11: 143-170.

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

MARINHO MM & AZEVEDO SMFO. 2007. Influence of N/P ratio on competitive abilities for nitrogen and phosphorus by *Microcystis aeruginosa* and *Aulacoseira distans*. *Aquatic Ecology*, 41: 525-533.

MARINHO, MM. & HUSZAR, VLM. 2002. Nutrient availability and physical conditions as controlling factors of phytoplankton composition and biomass in a tropical reservoir (Southeastern Brazil). *Archiv für Hydrobiologie*, 153(3): 443-468.

MELO, S., & HUSZAR, VLM. 2000. Phytoplankton in an Amazonian flood-plain lake (Lago Batata Brasil): diel variation and species strategies. *Journal of Plankton Research*, 22(1): 63-76

MOURA, AN; NASCIMENTO, EC; DANTAS, EW. 2012. Temporal and spatial dynamics of phytoplankton near farm fish in eutrophic reservoir in Pernambuco, Brazil. *Revista de Biologia Tropical*, 60(2): 581-597.

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

PACE, M.L. & ORCUTT J.D., JR. 1981. The relative importance of protozoans, rotifers and crustaceans in a freshwater zooplankton community. *Limnology and Oceanography*, 26:822-830.

PADISÁK, J. 1997. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynnska) Seenayya et Subba Raju, an expanding, highly adaptive cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. *Arch. Für. Hybrobiology*, 107 (4): 563-593.

PADISÁK, J.; BORICS, G.; FEHÉR, G.; GRIGORSZKY, I.; OLDAL, I.; SCHMIDT, A.; ZÁMBÓNÉ-DOMA, Z. 2003. Dominant species, functional assemblages and frequency of equilibrium phases in late summer phytoplankton assemblages in Hungarian small shallow lakes. *Hydrobiologia*, 502:157-168.

PARAÍBA, SECRETARIA DE PLANEJAMENTO. 1997. Avaliação da infra-estrutura hídrica e do suporte para o sistema de gerenciamento de recursos hídricos do Estado da Paraíba. Secretaria de planejamento da Paraíba.

- RANGEL, LM., SILVA, LHS., ROSA P., ROLAND F, HUSZAR V. L. M. 2012. Phytoplankton biomass is mainly controlled by hydrology and phosphorus concentrations in tropical hydroelectric reservoirs. *Hydrobiologia*, 693:13–28
- RODRIGO, MA.; ROJO, C. & ARMENGOL, X. 2003. Plankton biodiversity in a landscape of shallow water bodies (Mediterranean coast, Spain). *Hydrobiologia*, 506-509(1-3):317-326.
- RUTTNER-KOLISKO, A. 1977. Suggestions for biomass calculations of plankton rotifers. *Archiv für Hydrobiologie–Beiheft Ergebnisse der Limnologie*, 8:71-76.
- SÁNCHEZ-CARRILLO, S.; ALVAREZ-COBELAS, M. 2001. Nutrient dynamics and eutrophication patterns in a semiarid wetland: the effects of fluctuating hydrology. *Water Air Soil Pollution*, 131:97–118
- SILVA, CA.; TRAIN, S.; RODRIGUES, LC. 2005. Phytoplankton assemblages in a Brazilian subtropical cascading reservoir system.. *Hydrobiologia (The Hague)*, 537:99-109, 2005.
- SMITH, VH. 1986. Light and nutrient effects on the relative biomass of blue-green algae in lake phytoplankton. *Canadian Journal of Fish. Aquatic. Science*, 43: 148-153.
- SOUZA, W.; ATTAYDE, JL.; ROCHA, ES.; ESKINAZI-SANT'ANNA, EM. 2008. The response of zooplankton assemblages to variations in the water quality of four man-made lakes in semi-arid northeastern Brazil. *Journal of Plankton Research*, 30(6):699-708.
- THORNTON, K.W 1990. Perspectives on Reservoir Limnology. In: THORNTON K.W.; KIMMEL B.L.; PAYNE F.E. Reservoir Limnology: Ecological Perspectives. Wiley – Interscience.
- TUNDISI, J.G. & MATSUMURA-TUNDISI, T. 2008. Limnologia, São Paulo, Oficina de Texto, Brazil.
- UHELINGER, V.1964. Étude statistique des methodes de dénombrement planctonique. *Archives of Science*, 17(2): 121-223.
- UTERMÖHL, H. 1958. Zur Vervollkomnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitteilung Internationalen Verein Limnologiae*, 9: 1- 38
- VASCONCELOS, JF.; BARBOSA, JEL.; DINIZ, CR; CEBALLOS, BSO. 2011. Cianobactérias em reservatórios do Estado da Paraíba: Ocorrência, Toxicidade e Fatores reguladores. *Boletim Ablimno*, 39.
- WETZEL, RG. 2001. Limnology: Lake and River Ecosystems, 3rd edn. Academic Press, California
- WILLIAMSON CE, SAROS JE, SCHINDLER DW. 2009. Sentinels of change. *Science*, 323:887–889
- WONDIE, A., MENGISTU, S.; VIJVERBERG, J. & DEJENIE, E. 2007. Seasonal variation in primary production of a large high altitude tropical lake (Lake Tana, Ethiopia): effects of nutrient availability and water transparency. *Aquatic Ecology*, 41: 195-207.

ZANATA, L.H. & ESPÍNDOLA, E.L.G. 2002. Longitudinal processes in Salto Grande reservoir (Americana, SP, Brazil) and its influence in the formation of compartment system. *Braziliam. Journal of Biology*, 62: 347-361.

ZHAO, M.; XIE, S.; ZHU, X.; YANG, Y.; GAN, N.; SONG, L. 2006. Effect of dietary cyanobacteria on growth and accumulation of microcystins in *Nile tilapia* (*Oreochromis niloticus*). *Aquiculture* 261:960–966.

4 REGIME DE MUDANÇAS E ESTABILIDADE DE COMUNIDADES AQUÁTICAS EM RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO TROPICAL: ESTADOS ESTÁVEIS ALTERNATIVOS

RESUMO

O objetivo é analisar a ocorrência de estados estáveis alternativos em reservatórios da região semiárida tropical e os gatilhos que determinam as mudanças. Trabalhamos com a hipótese de que o regime hidrológico (períodos seco e chuvoso) promove mudanças nas características físicas e químicas da água, o que é determinante para a ocorrência de estados estáveis alternativos em reservatórios da região semiárida tropical. Foram realizadas amostragens mensais, no período de janeiro a dezembro de 2011, em um reservatório raso, Camalaú (7°53'33.94" S 36°50'39.16" W), localizado no semiárido tropical - Brasil. Foram mensuradas variáveis físicas (transparência e temperatura da água), químicas (pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, nitrogênio total, fósforo reativo solúvel e fósforo total) e biológicas (riqueza, e biomassa das comunidades de macrófita submersa, fitoplâncton, zooplâncton e peixes) nas águas dos reservatórios, em duas estações amostrais. Os períodos hidrológicos de seca (águas claras) e chuva (águas turvas) caracterizaram-se como estados estáveis alternativos. O período seco apresentou dominância de macrófitas submersas, menores valores de nutrientes e maior transparência da água. Durante o período chuvoso, as macrofitas submersas foram reduzidas em mais de 90% ocorrendo florações de cianobactérias e incremento nos teores de nutrientes fosfatados e diminuição na transparência da água. Quanto à estabilidade das comunidades aquáticas, nos períodos de águas claras e turvas, as duas abordagens testadas apontaram para a estabilidade das mesmas. Os gatilhos motivadores das mudanças de estado relacionaram-se às alterações que o ciclo hidrológico provocou sobre a comunidade de macrófitas submersas, acarretando um “*feedback*” positivo sobre as concentrações de fósforo do sistema, o que possibilita, possivelmente, ciclos regulares entre os estágios claro e turbido.

Palavras –Chave: Ciclo Hidrológico, macrófitas submersas, fitoplâncton

4.1 INTRODUÇÃO

Uma grande variedade de ecossistemas incluindo lagos rasos, florestas e terras áridas, apresentam estados estáveis alternativos (EEA), com consequências drásticas para a biodiversidade e produção de serviços ambientais (Scheffer *et al.*, 1993). Em lagos rasos, estes estados alternativos geralmente são caracterizados por um período de águas claras com abundância da vegetação submersa e um outro de águas turvas com escassa vegetação submersa e consequentes florações de cianobactérias (Scheffer *et al.*, 1993; Scheffer, 1998; Loverd-Oliveira *et al.*, 2009).

Apesar de amplamente estudado em sistemas temperados, tanto a partir de trabalhos de campo (Hargeby *et al.*, 2007; Bronmark *et al.*, 2010; Gelós *et al.*, 2010) quanto experimentais (Schroder *et al.*, 2005; Mazzeo *et al.*, 2010), as evidências que constituem os EEA não estão consolidadas (Beisner *et al.*, 2003; Fukami & Nakajima, 2011). Este fato pode estar relacionado, em parte, porque há dois contextos diferentes em que o termo "estados estáveis alternativos" é usado na literatura ecológica. Um uso surge como uma extensão direta da análise de estabilidade em ecologia populacional (Lewontin 1969; Sutherland 1974), onde o ambiente é geralmente considerado fixo, sendo observado o número e a capacidade de transitar por diferentes configurações estáveis que uma comunidade pode adotar, sendo denominada de "perspectiva da comunidade". Outro contexto adotado para a ocorrência de estados estáveis alternativos baseia-se na "perspectiva ecossistêmica", a qual concentra-se nos efeitos das mudanças ambientais sobre os estados das comunidades ou ecossistema (May 1977; Scheffer *et al.*, 2001)

Em ambientes aquáticos, a perspectiva ecossistêmica é mais abordada no estudo EEA, de modo que a estabilidade entre os dois estados é determinada pelos níveis de nutrientes (Scheffer *et al.*, 1993). Em baixos níveis o fitoplâncton torna-se limitado, o que leva a um aumento na transparência da água e dominância da vegetação submersa. Enquanto em níveis elevados, há dominância do fitoplâncton e consequentes florações de cianobactérias acarretam em diminuição na transparência da água, levando a escassez da vegetação submersa, pela limitação da luz. Em níveis intermediários, no entanto, macrófitas ou fitoplâncton podem dominar, sendo as mudanças entre os dois estados possíveis (Scheffer *et al.*, 1993).

Independente da perspectiva, a compreensão dos estados estáveis alternativos é de extrema importância por uma série de razões. Gestores e ecólogos estão interessados no potencial de histerese das comunidades, visto que estas podem ser facilmente direcionadas

para algumas configurações difíceis de serem recuperadas. Além disso, o intuito de definir estados estáveis alternativos de uma forma útil é evitar mudanças inesperadas na estrutura e função das comunidades, o que torna possível definir os limites de determinados estados e a compreensão dos processos que conferem resistência em torno de estados desejados. Nesse sentido, ambas as abordagens são necessárias para obter uma compreensão completa dos tipos de comunidades que vão surgir com contínuas alterações antrópicas nos ecossistemas tais como: invasões de espécies exóticas, mudanças climáticas, eutrofização, e outras interrupções para os padrões naturais de fluxos bióticos e abióticos (Beisner *et al.*, 2003)

Em reservatórios de regiões semiáridas poucos trabalhos abordam a ocorrência dos estados alternativos (Chellappa *et al.*, 2003). Nestes sistemas a variação anual no nível da água, provocada pelo regime hidrológico de seca e chuva, é a principal fonte de regulação dos processos ecológicos (Barbosa *et al.*, 2012). Embora os mecanismos de mudança sejam difíceis de reconstruir, há indícios de que a variação no nível da água afeta o a dinâmica de macrofitas submersas e pode ser um importante gatilho das mudanças de estado (Loverde-Oliveira *et al.*, 2009). No entanto, diversos fatores podem contribuir para o estabelecimento dos estados alternativos e entender esses mecanismos é uma importante ferramenta para prevenir a eutrofização desses ecossistemas.

O objetivo é analisar a ocorrência de estados estáveis alternativos em reservatórios da região semiárida tropical e os gatilhos que determinam as mudanças, tanto na perspectiva de ecossistemas quanto de comunidades. Para tanto testamos as predições relativas a duas hipóteses complementares:

H₁: Alterações no regime hidrológico (períodos seco e chuvoso) promovem mudanças nas características físicas e químicas da água, o que é determinante para a ocorrência de estados estáveis alternativos.

P_{1a}. Espera-se distribuição bimodal das variáveis ambientais, ocorrendo maiores valores de nutrientes no período de águas turvas decorrente do processo de decomposição das macrófitas submersas;

P_{1b}: Na estação seca, esperamos o estado de águas claras, dominada por macrófitas submersas. Na estação chuvosa, esperamos um estado turvo sem macrófitas e dominado por florações de cianobactérias.

P_{1c} A transição entre os estados estáveis ocorre em função da entrada de água no reservatório que promove uma mistura, com ressuspensão dos sedimentos que causam turbidez abiogênica na água, fator responsável por limitar o desenvolvimento de macrófitas submersas e favorecer florações de cianobactérias.

H₂: As comunidades aquáticas (fitoplâncton, zooplâncton, macrófitas submersas e peixes) apresentam diferenças significativas na composição e biomassa, entre os períodos de águas claras e turvas, sendo as interrelações reguladas por controles ascendente e descendente;

P_{2a} Espera-se que as comunidades apresentem um equilíbrio estável nos períodos de águas claras e turvas;

P_{2b} Para o período de águas claras espera-se que as relações entre as comunidades sejam reguladas por controles descendentes; já no período de águas turvas espera-se que as comunidades sejam reguladas por fatores ascendentes;

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1 Área de Estudo

A Bacia Hidrográfica do rio Paraíba (Figura 1), com uma área de 20.071,83 km², está situada entre as latitudes 6°51'31'' e 8°26'21'' Sul e as longitudes 34°48'35'' e 37°2'15'' Oeste de Greenwich. É a segunda maior do Estado da Paraíba, sendo composta pela sub-bacia do Rio Taperoá e Regiões do alto, médio e baixo Curso do rio Paraíba (Paraíba, 2007). A área está inserida na microrregião homogênea dos Cariris Velhos, denominada como região fisiográfica de Borborema Central. Em termos de climatologia e de acordo com a classificação de Köeppen, a região do Alto Paraíba possui clima do tipo BSw^h, semiárido quente, com estação seca atingindo um período que compreende de 9 a 10 meses e precipitações médias em torno de 400 mm.

O reservatório Camalaú está inserido no Alto Curso do Rio Paraíba (7°53'33.94" S 36°50'39.16" W), e possui capacidade de acumulação de 46.437.520 m³, formando um espelho d'água de 789 he (figura 1) e profundidade média de 6.5m. Suas águas são utilizadas para abastecimento humano, bem como, utilizado para aquicultura (subsistência), dessedentação de rebanhos, lazer e irrigação.

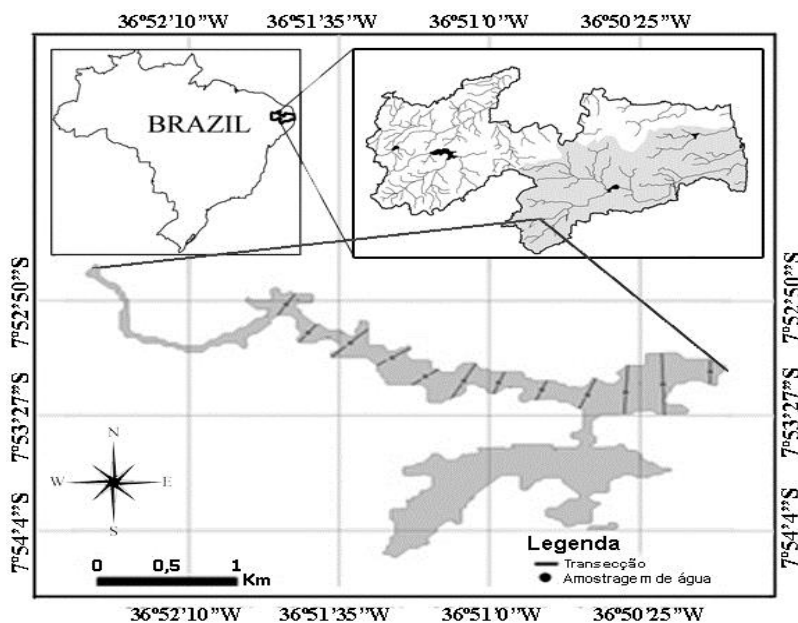


Figura 1: Mapa de localização do reservatório Camalaú e estações de coleta de dados.

4.2.2 Amostragem e análise das amostras

Amostras de água para análises de nutrientes, fitoplâncton e zooplâncton foram coletadas com frequência mensal, no reservatório Camalaú. Para uma representação confiável dos gradientes espaciais (longitudinal e vertical) e temporais, as estações amostrais foram definidas em dois compartimentos: (E1) região fluvial e (E2) corpo central do reservatório. O regime de mistura foi definido através dos perfis térmicos medidos sempre que possível nas primeiras horas da manhã. Amostras de água 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 Fundo do reservatório). As amostras foram armazenadas em garrafas de polietileno e filtradas logo após a coleta em filtros de fibra de vidro GF/C para a determinação das concentrações de e nutrientes dissolvidos. As concentrações de nitrogênio amoniacal ($N-NH_4$), nitritos ($N-NO_2$), nitratos ($N-NO_3$), nitrogênio total (NT), fósforo total (P_{total}) e fósforo solúvel reativo (SRP) foram determinadas de acordo com as metodologias padronizadas descritas em APHA (1998).

Sub-amostras de 100 mL foram coletadas para identificação e quantificação do fitoplâncton, as quais foram fixadas no campo com solução de Lugol. As identificações das populações fitoplanctônicas foram feitas em microscópio Olympus BH-2, equipado com contraste de fase e analisador de imagens (Media Cybernetics Image Pro-plus), por meio de análise de características morfológicas e morfométricas das fases vegetativa e reprodutiva. A abundância das populações fitoplanctônicas ($ind\ mL^{-1}$) foram estimadas pelo método de sedimentação de Utermöhl (1958). 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 freqüente, sendo o erro inferior a 20%, ($p < 0,05$) (Lund et al., 1958). 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 25 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 amostras da comunidade zooplanctônica foram obtidas a partir da filtragem (em rede de plâncton com malha de $68\mu\text{m}$) de um volume correspondente a 50L de água coletados com auxílio de Garrafa de van Dorn em todos os sites de amostragem e as alíquotas foram fixadas com formol a 4% glicosado. A identificação e quantificação do zooplâncton foi realizada em microscópio óptico em câmaras de Sedgwick-Rafter de capacidade de 1mL. A abundância dos mesmos, foi determinada a partir da contagem total de subamostras (3 a 5 réplicas), até que o coeficiente de variação seja inferior a 20% no caso das espécies mais abundantes. A abundância das espécies nas amostras foi calculada, multiplicando-se a média das densidades nas réplicas das subamostras pelo fator de concentração das subamostras e posteriormente dividindo-se este produto pelo volume de água filtrado em cada amostra.

A biomassa de microcrustáceos (copépodos e cladóceros), foi estimada pela medida, de 30 indivíduos de cada espécie e, posteriormente, calculada a estimativa usando regressões relacionando peso seco e comprimento corporal (Bottrell et al., 1976). Para rotíferos, fórmulas geométricas aproximadas foram utilizadas para estimar o biovolume (Ruttner-Kolisko, 1977). O peso fresco de cada indivíduo foi estimado a partir do biovolume, assumindo que $106\mu\text{m}^3$ corresponde a $1\mu\text{g}$ de peso fresco e o peso seco estimado como sendo 10% do peso úmido (Pace & Orcutt, 1981). As espécies zooplanctônicas foram agrupadas de acordo com a guilda trófica em pequenos filtradores, grandes filtradores, carnívoros e onívoros.

A amostragem das macrófitas submersas deu-se ao longo de 12 transecções com distância de 200m entre si, distribuídas em três zonas, fluvial (porção inicial do reservatório), porção intermediária (região de transição entre entrada de águas e zona de barragem) e

lacustre (barragem do reservatório, figura 1). A porcentagem do volume de colonização (PVI) das macrófitas foi estimada, mensalmente, 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 um aparelho em forma de gancho sendo medido (m) o ramete de maior comprimento.

A comunidade de peixes foi amostrada mensalmente com a utilização de redes de espera (malhas com abertura de 4 a 100mm), comprimento de 48m e 1,5m de altura, em três estações amostrais distribuídas ao longo do reservatório, por 24 horas. Os peixes amostrados foram contados e pesados, sendo armazenados em formol 4% e posteriormente em álcool 70% para identificação.

4.2.3 Tratamento estatístico dos dados

As diferenças no padrão de distribuição das variáveis ao longo do gradiente temporal foi analisadas através de ANOVA one-way (Statística 7). O efeito do ciclo hidrológico sobre as variáveis ambientais foi testada pela análise de componentes principais PCA.

Com o objetivo de medir a estabilidade das comunidades aquáticas no reservatório, diferentes critérios foram utilizados. As diferenças entre seca e chuva, para distribuição da biomassa de espécies foi realizada por meio de nMDS com cálculo do centroide (R), exceto para a comunidade de macrófitas submersas. Para corroborar o padrão de dispersão dos casos uma PERMANOVA foi realizada. A estabilidade do padrão de frequência das espécies foi obtida através da estimativa do coeficiente de correlação de Spearman entre os meses amostrados, em cada ciclo hidrológico. Assim, para cada fase do ciclo, foi organizada uma matriz com a frequência das espécies, individualmente para cada comunidade (macrófitas, fitoplâncton, zooplâncton, peixes) ao longo do tempo. Posteriormente o coeficiente de correlação de Spearman foi calculado entre os meses de estudo, de maneira que foi possível obter um valor médio da matriz de correlação de Spearman. Quando o coeficiente de correlação de Spearman é alto (tendendo a 1,0), pode-se inferir que os meses (tempo) comparados apresentam comunidades com um padrão similar de distribuição da frequência de espécies. As correlações entre as comunidades e o compartimento biótico foi testada a partir de teste de mantel, sendo as análises desenvolvidas no software R.

4.3 RESULTADOS

4.3.1 Variáveis ambientais

As condições hidrológicas do reservatório Camalaú variaram significativamente ao longo do estudo, sendo identificados dois períodos distintos, um de seca, compreendido entre os meses de janeiro, julho-dezembro de 2011, o qual se caracterizou por baixos valores de precipitação pluviométrica e nível hidrométrico do reservatório; e um período chuvoso, entre os meses de fevereiro e junho com elevada pluviosidade e aumento no volume de água acumulado no reservatório (figura 2). Apesar de ser observada a maior precipitação na região, em janeiro de 2011, esse mês foi considerado como período seco, visto que a amostragem foi realizada antes da ocorrência das chuvas, quando o reservatório apresentava características do período seco.

A transparência da água, apresentou decréscimo significativo ao longo do período amostral, sendo os menores valores medidos nos meses de intensas precipitações (figura 2). Durante o período de seca, a Z_{eu} chegou a se estender por toda a coluna de água.

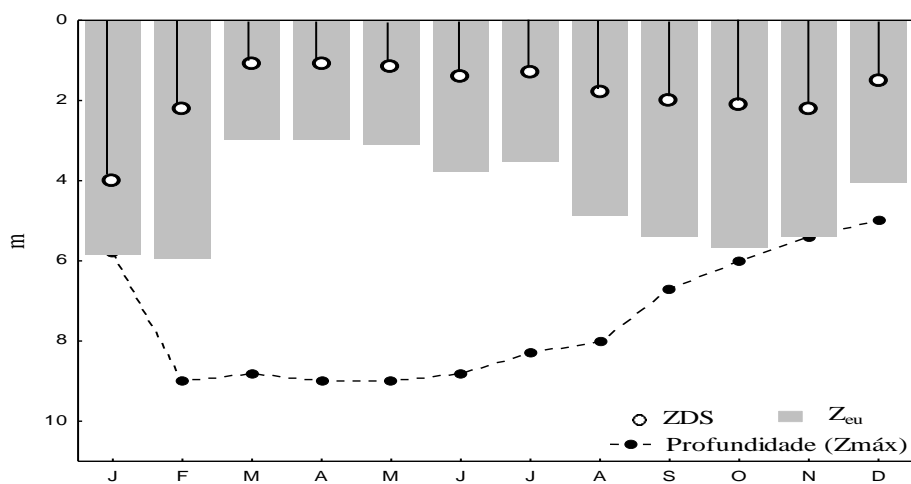


Figura 2: Variação da transparência da água (ZDS) e comprimento da Z_{eu} e $Z_{máx}$ no reservatório Camalaú no período de Janeiro a Dezembro de 2011

Tabela 1: Média, Desvio Padrão e resultados da ANOVA (p) indicando os efeitos dos períodos (seca x chuva), sobre as variáveis ambientais nas águas do reservatório Camalaú

Variáveis	Seca		Chuva		p
	Média	±SE	Média	±SE	
Transparência da água	2.67	0.13	1.39	0.07	0.04
Z_{eu} (m)	4.50	0.35	3.75	0.19	0.01
Zeu:Zmáx	0.88	0.01	0.43	0.02	0.01
Temperatura da água (°C)	25.78	0.16	28.25	0.29	<0.001
pH	7.91	0.07	7.96	0.06	0.6
Condutividade Elétrica	573.38	7.04	462.66	0.55	<0.001
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	6.31	0.38	3.47	0.33	<0.001
$N-NH_4^+$ (μ/L)	36.31	3.44	40.20	4.71	0.49
$N-NO_2$ (μ/L)	2.48	0.35	1.47	0.30	0.03
$N-NO_3$ (μ/L)	52.71	5.45	73.91	9.90	0.04
N_{total} (μ/L)	718.38	40.00	314.20	33.12	<0.001
SRP(μ/L)	10.13	1.28	29.77	4.26	<0.001
P_{total} (μ/L)	32.76	3.35	132.50	10.95	0.01
N:P	22.48	3.78	6.87	1.18	0.04

Diferenças significativas entre os períodos de seca e chuva foram observadas para as variáveis temperatura da água, transparência, profundidade de Z_{eu} , condutividade elétrica, nitrito, nitrato, nitrogênio total, fósforo solúvel reativo, fósforo total e razão N:P (tabela 1). No período de seca o reservatório Camalaú apresentou águas bem oxigenadas, pH levemente básico, elevados valores de condutividade elétrica e menores concentrações de nutrientes nitrogenados e fosfatados, exceto para o nitrogênio total que apresentou maiores concentrações neste período quando comparado ao período de chuvas. Neste último foram observadas maiores temperaturas da água, menores concentrações de oxigênio dissolvido e incremento nas concentrações de nutrientes (fosfatados e nitrogenados), destacando-se as concentrações de fósforo total que apresentaram concentrações até 4 vezes maiores neste período (figura 3D). Apesar do aumento nas concentrações de nutrientes neste período, foram observadas condições de limitações de por nitrogênio. O estado trófico do reservatório variou de oligo-mesotrófico, considerando-se as concentrações de fósforo total, no período de seca a hipereutrófico no período de chuvas. Não foram observadas diferenças longitudinais e verticais na distribuição das variáveis ambientais. As variáveis, transparência da água, volume

do reservatório, fósforo total e nitrogênio inorgânico total apresentaram distribuição bimodal (figuras 3).

A Análise dos Componentes Principais resumiu nos dois primeiros fatores 62,2 % da variabilidade dos casos (figura 3). As variáveis fósforo total e fósforo solúvel reativo apresentaram os maiores “loadings” para o semieixo positivo de PCA1 e precipitação pluviométrica para o semi-eixo negativo. Para o segundo eixo nitrogênio inorgânico dissolvido mostrou de maior correlação. O primeiro eixo evidencia distinção significativa (figura 3) entre os períodos de seca e chuva principalmente em relação, a precipitação e concentrações de fósforo total.

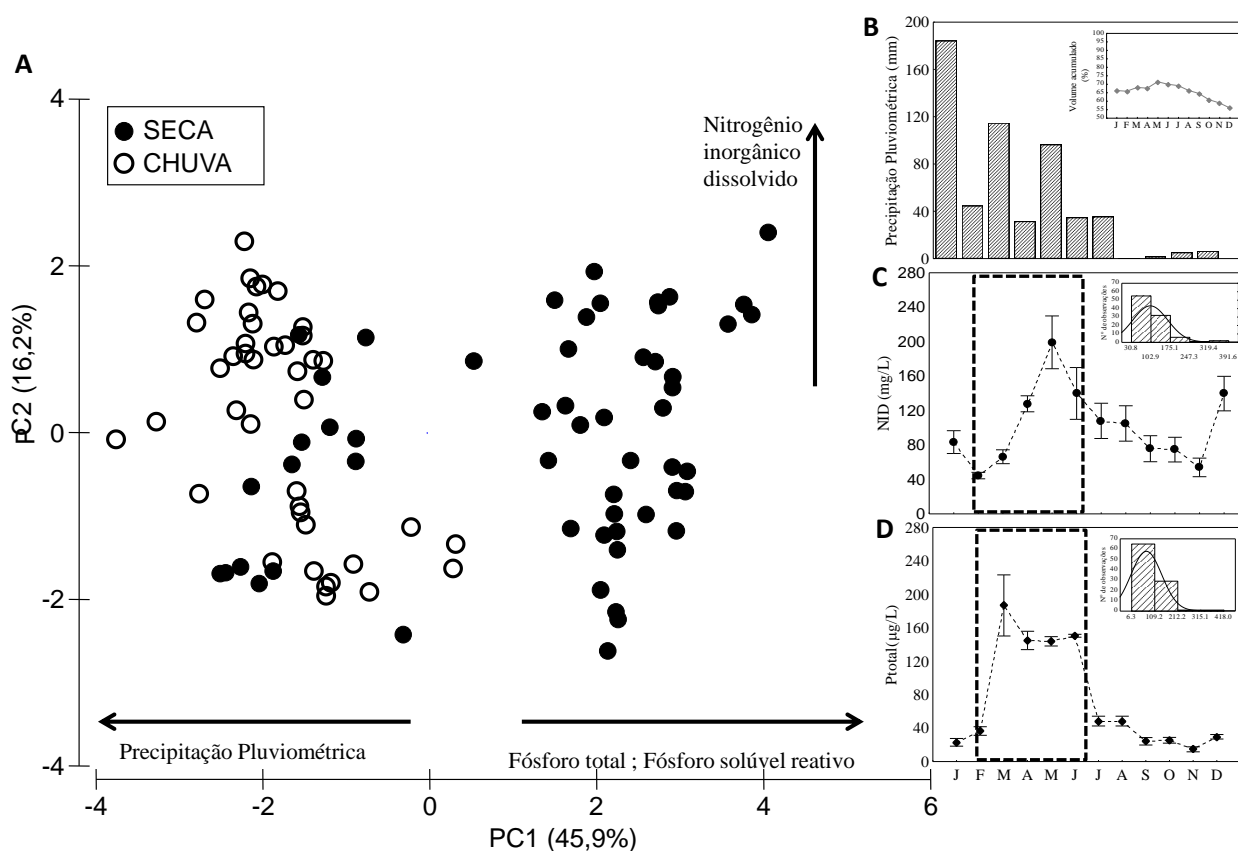


Figura 3: Análise de Componentes Principais (PCA) dos dados abióticos (A), variação da precipitação pluviométrica (B), concentrações de Nitrogênio inorgânico total (C) e fósforo total (D) no reservatório Camalaú no período de janeiro a dezembro de 2011.

4.3.2 Comunidades aquáticas

A comunidade de macrófitas submersas do reservatório Camalaú esteve composta pelas espécies *Egeria densa* Planchon e *Chara brauni* Gmel. Estas apresentaram padrões de distribuição bem definidos ao longo do reservatório, sendo *E. densa* observada nas regiões mais profundas do reservatório, próximo ao barramento e *C. braunii* nas regiões mais rasas

(secção 2). O PVI das plantas submersas variou de 9.31 a 63.88% de colonização ($X=32.037\%$; ± 21.92), ocorrendo diminuição significativa ($p<0.05$) da área coberta por esta comunidade no período de chuvas.

A biomassa total das macrofitas submersas variou de 0.2 a 34 gC/m² sendo os maiores valores observados para o período de seca. Durante o período de chuvas, a biomassa das espécies reduziu bruscamente ao longo de todo o reservatório, sendo a colonização por macrófitas retomada no período seco seguinte (figura 4A).

A composição taxonômica do fitoplâncton no reservatório Camalaú totalizou 69 táxons distribuídos em 7 grupos taxonômicos (ANEXO1): Cyanobacteria, Chlorophyceae, Bacillariophyceae, Euglenophyceae, Zygnemaphyceae, Dinophyceae e Chlamydomonadales, sendo 8 táxons exclusivos do período seco e 2 do período chuvoso.

O biovolume fitoplantônico variou de 0.003 a 60.1 mm³/L, sendo os maiores valores observados durante o período de chuvas, ou seja, no período com menor biomassa de macrófitas submersas (Figura 4B). Cianobactérias, clorofíceas e bacilariofíceas foram os grupos que mais contribuíram para a biovolume total tanto em ambos os períodos (figura 6B). Durante o período de seca não foram observadas dominância de espécies, exceto para julho e agosto, onde *Microcystis protocystis* foi dominante, nos demais meses as espécies *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Coelomorum tropicalis* e *Sphaerocavum brasiliense* foram as mais abundantes. Durante o período de chuvas ocorreu dominância de *Planktolyngbya limnetica* em fevereiro e *Microcystis protocystis* nos demais meses chuvosos.

Um total de 29 táxons zooplantônicos foram identificados para o reservatório Camalaú (Anexo 2), pertencentes às classes Rotífera (15 táxons), Cladocera (7 táxons) e Copepoda (7 táxons), sendo 2 exclusivos do período de secas e 3 do período de chuvas.

A biomassa zooplantônica variou de 0,44 a 198,7 µgP.S./L, sendo os maiores valores observados para o período de chuvas (figura 4C; $F= 19,81$, $p=0,001$), apresentando diferenças significativas em relação ao período de seca. Quanto ao hábito alimentar, durante o período de seca, os grandes filtradores foram os mais abundantes, seguidos por onívoros e carnívoros, exceto nos meses de julho, outubro e novembro onde onívoros e pequenos filtradores foram mais abundantes. Durante o período de chuvas os organismos onívoros foram mais abundantes, seguidos de carnívoros e onívoros, exceto em abril, quando os grandes filtradores foram os mais abundantes (figura 4C).

A comunidade de peixes do reservatório Camalaú esteve representada por 5 táxons, *Hoplias malabaricus* Bloch, 1794, *Oreochromis niloticus* Linnaeus, 1758, *Leporinus piau* Fowler, 1941, *Triporthesus spp* e *Cichla ocellaris* Bloch & Scheider, 1801, sendo *H.*

malabaricus a espécie mais frequente. *O. niloticus* foi observado apenas nos meses de maior precipitação pluviométrica, no entanto, não foram observadas diferenças significativas para a composição de espécies (Pseudo-F=47,29, p=0,71) entre os períodos hidrológicos.

A biomassa da comunidade de peixes variou de 9,2 a 20,9 g/m², com maiores valores observados durante a estação seca (Figura 4D). Quanto ao hábito alimentar os peixes carnívoros apresentaram maior biomassa durante o período de seca, exceto para os meses de julho e agosto, os onívoros foram os que mais contribuíram para a biomassa da comunidade nos meses chuvosos, exceto em abril.

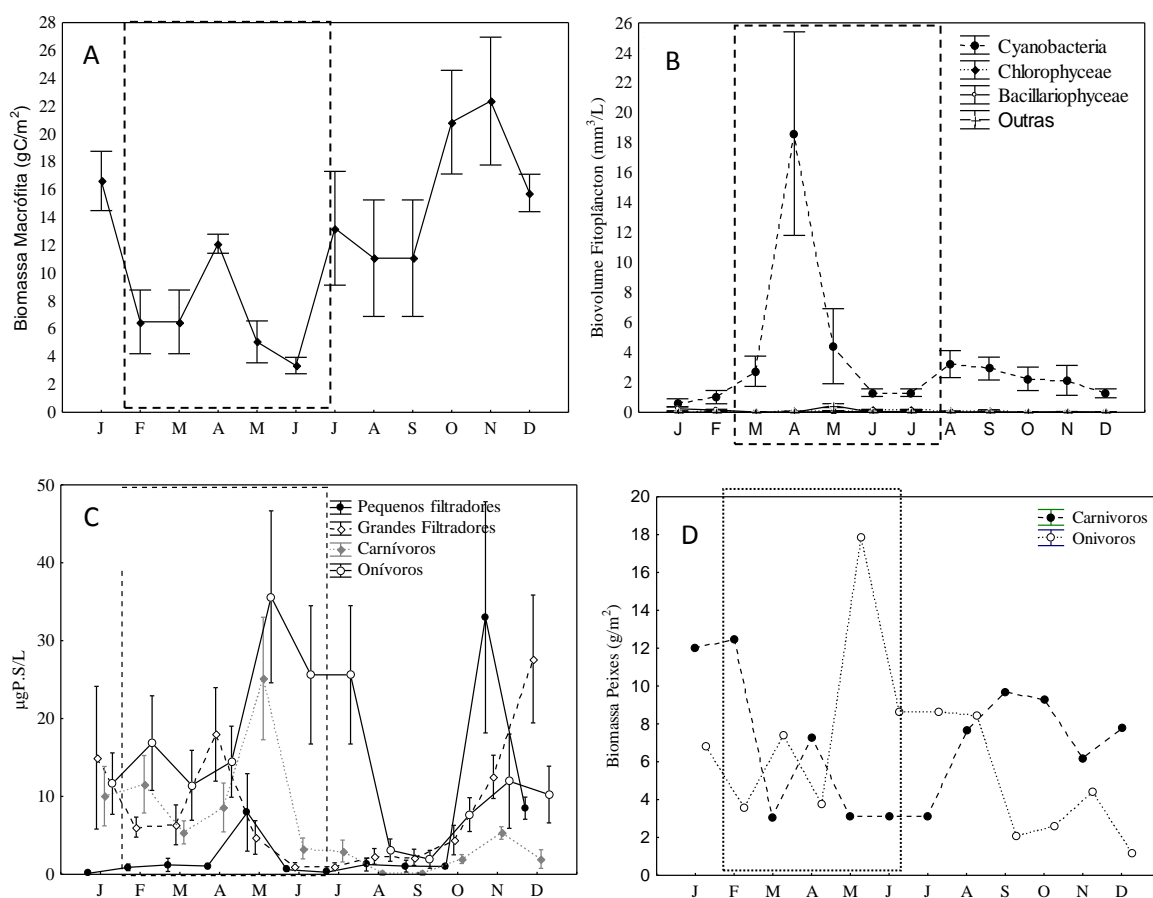


Figura 4: Variação da biomassa das comunidades de Macrófitas submersas (A), biovolume fitoplânctônico (B)) biomassa Zooplânctônica (C) e biomassa de Peixes (D) no reservatório Camalaú no período de Janeiro a Dezembro de 2011. D marca o período de chuvas.

4.3.3 Estabilidade das comunidades aquáticas

A nMDS para os dados de biomassa das comunidades, exceto macrófitas, apresentou uma separação entre os períodos em análise (figura 5). O valor do estresse obtido variou de 0.08 a 0.12 o que corresponde a uma ordenação boa com baixo risco de uma interpretação

equivocada. Para as três comunidades, a maior similaridade ocorreu no período de seca, fato observado através da distância dos vetores do centróide. A Permanova corrobora as diferenças observadas entre os períodos de seca e chuva (Figura 5).

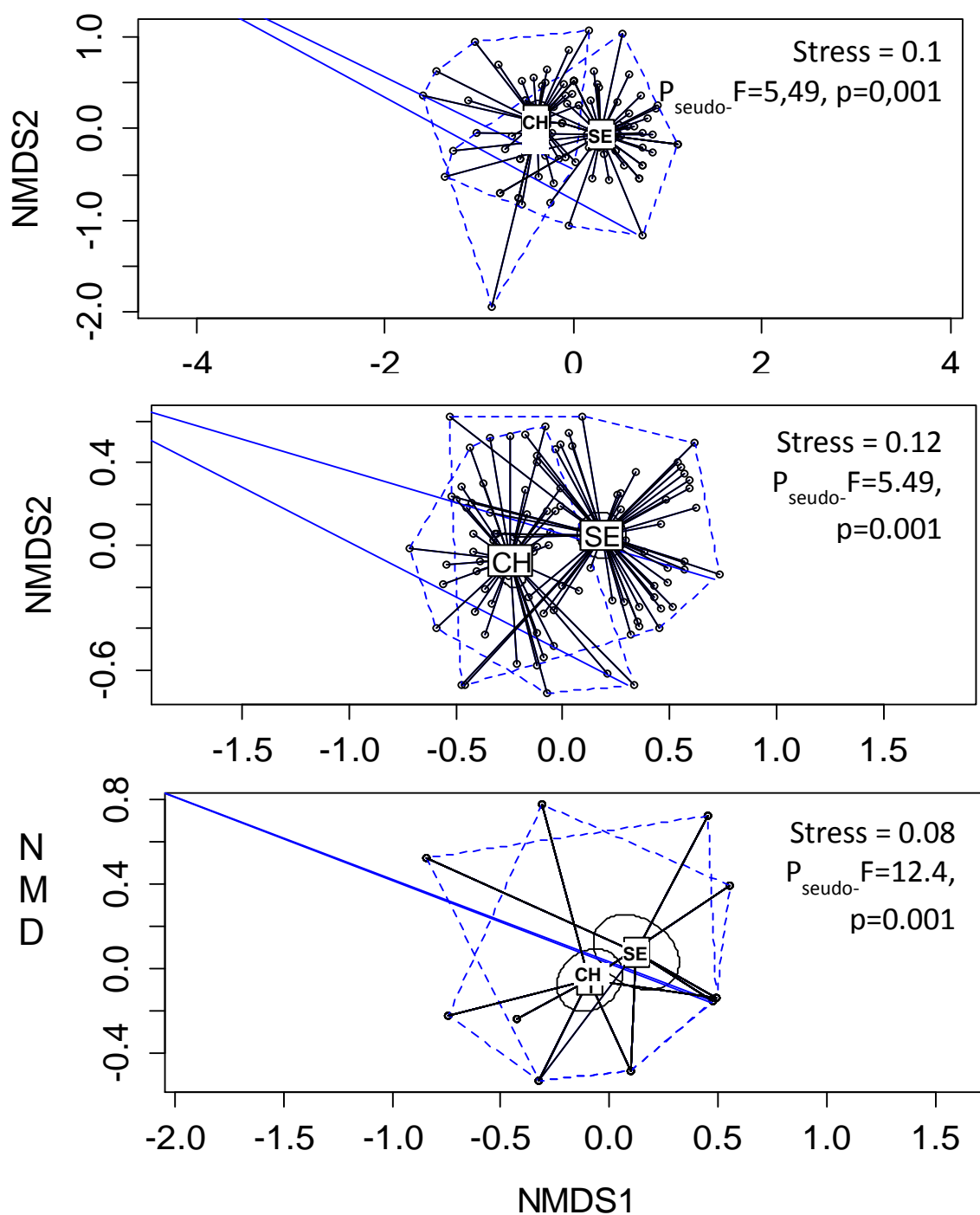


Figura 5: Ordenação da nMDS para os dados de biomassa das comunidades fitoplantônica (A) zooplantônica (B) e de peixes (C) do reservatório Camalaú no período de Janeiro a Dezembro de 2011.

A análise da estabilidade das comunidades através do coeficiente de Spearman demonstrou elevada correlação entre os meses secos e os meses chuvosos, para todas as comunidades demonstrando similaridade na frequência de ocorrência das espécies para cada período (tabela 2).

Tabela 2: Média e desvio padrão do coeficiente de correlação de Spearman para as frequências de ocorrência das comunidades entre os meses amostrados.

	Meses secos	Meses Chuvosos
Fitoplâncton	0.55 ±0.28	0.48±0.3
Zooplâncton	0.68±0.24	0.51±0.22
Macrófitas	0.72±0.31	0.92±0.1
Peixes	0.82±0.3	0.71±0.21

A correlação entre as matrizes de dissimilaridade das comunidades apontou relações distintas entre os períodos hidrológicos. Para o período de seca, foram observadas relações positivas e significativas para os fatores abióticos (variáveis hidrológicas e nutrientes) com as comunidades fitoplanctônica, zooplanctônica e de macrófitas submersas. Esta última correlacionou-se positivamente com a comunidade zooplanctônia e de peixes, e negativamente com a comunidade fitoplanctônica (Figura 6A). Durante o período chuvoso não foram observadas correlações significativas entre as comunidades (Figura 6B).

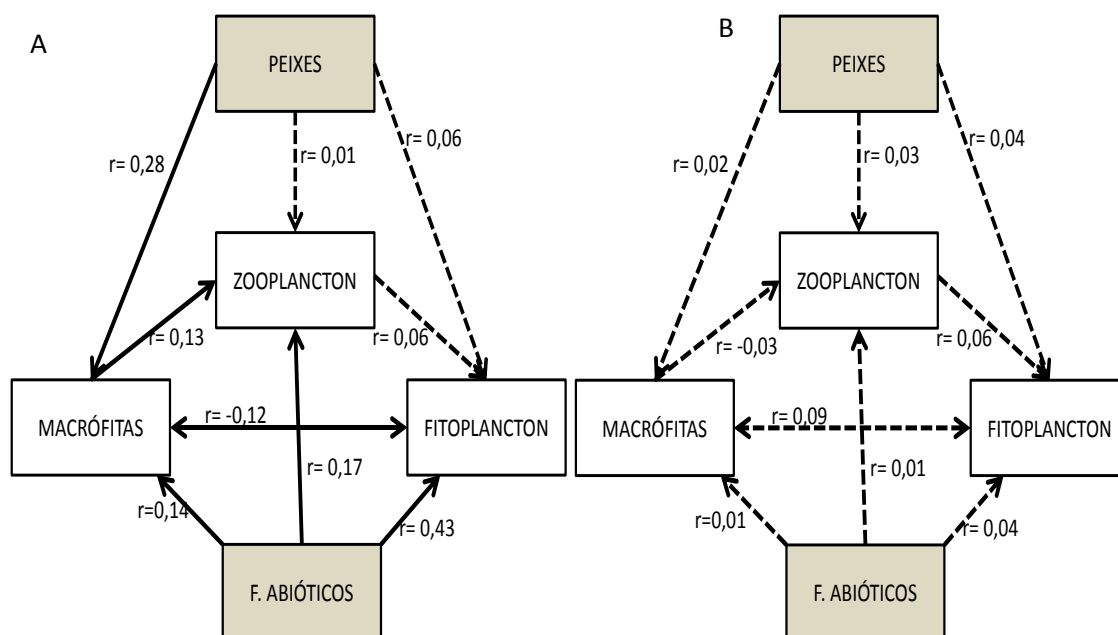


Figura 6: Modelo Esquemático representativo das correlações observadas por meio do teste de Mantel, para as comunidades aquáticas do reservatório Camalaú, nos períodos de seca (A) e Chuva (B). As linhas cheias representam relações significativas e as pontilhadas não significativas.

4.4 DISCUSSÃO

Para o reservatório Camalaú os períodos hidrológicos de seca (águas claras) e chuva (águas túrbidas) caracterizaram-se como estados estáveis alternativos. O período seco apresentou dominância de macrófitas submersas, menores valores de nutrientes e maior transparência da água. Durante o período chuvoso, as macrófitas submersas foram reduzidas em mais de 90% ocorrendo florações de cianobactérias e incremento nos teores de nutrientes fosfatados e diminuição na transparência da água. As diferenças significativas para a distribuição dos casos entre os períodos hidrológicos, bem como a distribuição bimodal das variáveis transparência da água, fósforo total e nitrogênio inorgânico dissolvido ratificam que tenham ocorrido estados alternativos corroborando a primeira hipótese testada.

A ocorrência de estados estáveis alternativos é amplamente reportada para lagos de regiões temperadas (Beisner *et al.*, 2003), no entanto os gatilhos que desencadeiam a alternância de estados não são bem estabelecidos. Para o reservatório Camalaú a variação no volume de água foi o fator determinante da alternância dos estados estáveis, de modo que sugere-se que a ocorrência destes estados ocorra de forma cíclica ao longo dos períodos hidrológicos, assim como sugerido por Loverde-Oliveira *et al.*, (2009) para uma lagoa no Pantanal. Em regiões áridas e semiáridas, o ciclo hidrológico é determinante para a dinâmica dos ecossistemas provocando mudanças

bruscas, tanto nas condições ambientais, como nas estrutura das comunidades biológicas (Barbosa *et al.*, 2012).

Uma das consequências das mudanças no ciclo hidrológico, o aumento do volume de água do reservatório, foi a diminuição da cobertura de macrófitas submersas (secção 1). As interações entre a ressuspensão dos sedimentos e plantas submersas por si só constituem, mecanismos de “*feedback*” que podem ser esperados para resultar em estados alternativos, independente do nível de nutrientes (Scheffer 1998). Como não há fontes alóctones, o aumento nas concentrações de fósforo observadas no reservatório Camalaú, decorreu possivelmente do processo de decomposição das plantas submersas, que gerou acúmulo de matéria orgânica e pode ter constituído uma fonte interna de nutrientes, sendo este processo apontado como o mecanismo cíclico (*feedback* positivo) que impulsionou as mudanças de estados claro-escuro, fato observado também em vários sistemas aquáticos que apresentam EEA (Moss *et al.*, 1990; Perrow *et al.*, 1994; Hargeby *et al.*, 2007).

Os gatilhos desencadeadores dos estados alternativos impulsionam diferentes mecanismos de interações e funcionamento dos ecossistemas durante os estados alternativos que mantêm o equilíbrio do sistema. No caso do açude Camalaú, a manutenção do estado claro deveu-se ao importante papel desempenhado pelas plantas submersas na determinação das condições limnológicas do ecossistema, visto que o crescimento destas possibilitou 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).

A tendência à dominância de pequenos flagelados na presença de macrófitas aquáticas e de cianobactérias em águas túrbidas, é característico de sistemas temperados sob influencia dos EEA (Søndergaard & Moss 1998), no entanto, este padrão não foi observado neste estudo, onde as cianobactérias foram dominantes em biomassa ao longo de todo o período amostral.

Quanto à estabilidade das comunidades aquáticas, nos períodos de águas claras e turvas, as duas abordagens testadas apontaram para a estabilidade das mesmas. Os resultados das análises de dispersão (nMDS) ratificaram as diferenças na composição e biomassa das comunidades, entre os períodos, e a pequena dispersão dos vetores do centroide (figura 5) ratificaram a similaridade das comunidades em cada período identificado. Os elevados valores do coeficiente de correlação de Sperman corroboram a similaridade das comunidades nos períodos claros e escuros e podem ser um indicador de estabilidade para as comunidades, o que

confirma a segunda hipótese postulada, contudo as relações de controle ascendente e descendente esperadas não foram observadas.

Para o período de águas claras, esperava-se que o zooplâncton fosse favorecido pela presença de macrofitas submersas e exercesse forte pressão de herbivoria sobre o fitoplâncton (controle descendente). No entanto, apesar de relação significativa da comunidade zooplanctônica com as macrófitas submersas, não ocorreram processos de herbivoria conspícuo, em relação ao fitoplâncton (figura 6). Estas observações ratificam um padrão que vem sendo observado nos últimos anos, de que alguns dos principais mecanismos que regulam a estabilidade de lagos temperados não operaram da mesma forma nos trópicos. Em contraste, ao que é observado em lagos temperados com vegetação, o controle descendente do fitoplâncton parece ser sem importância em lagos tropicais e subtropicais (Jeppesen *et al.*, 2007; Meerhoff *et al.*, 2007; Mormul *et al.*, 2012).

Ao contrário do observado por Mormul *et al.*, (2012), em uma lagoa subtropical, a comunidade de peixes no reservatório Camalaú apresentou pequena significância na estruturação da teia trófica e manutenção dos EEA. Os mecanismos que favoreceram a manutenção da fase clara foram as relações entre macrófitas submersas e fitoplâncton, como indicado pelo teste de mantel. As relações negativas observadas, 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 macrofitas que inibiram a absorção do fósforo dissolvido pelas algas, o que pode ter acontecido no reservatório Camalaú, no entanto, estudos manipulativos são necessários para comprovar esta afirmação.

A manutenção do estado turvo também parece ser regulado por mecanismos ascendente, mesmo não tendo sido observadas correlações entre os nutrientes e as comunidades através do teste de mantel. O aumento nas concentrações de fósforo no sistema, bem como a diminuição na transparência da água decorrem do processo de decomposição da vegetação submersa que fertilizou o ambiente e favoreceu o desenvolvimento das cianobactérias. Estudos experimentais de decomposição de organismos do gênero *Chara* (Bianchine Jr & Cunha-Santino, 2008; Hepp *et al.*, no prelo), demonstraram que em até 20 dias de decomposição todo o fósforo particulado é transferido para o ambiente. Este mecanismo de auto-fertilização do ambiente é de fundamental importância para gestão da eutrofização. De acordo com Krogerus & Ekholm (2003) fontes internas de fósforo podem contribuir até 20 vezes mais na concentração do fósforo do que fontes externas.

No período de águas turvas, foram observadas maiores biomassas de organismos zooplanctônicos e peixes onívoros, bem como de fitoplâncton, no entanto, não foram observadas

correlações significativas entre os compartimentos bióticos e abióticos do reservatório. Em reservatórios eutrofizados, as concentrações de fósforo são tão elevadas que provocam efeito ascendente indireto sobre a comunidade fitoplanctônica e a abundância de recursos pode provocar alterações diretas nas relações entre os compartimentos do ecossistema (Benndorf *et al.*, 2002)

Os gatilhos que impulsionaram a volta do estado turbido para o estado claro estiveram relacionados à diminuição do volume do reservatório, associados à capacidade de colonização da vegetação submersa (Simons *et al.*, 1994; Beltman & Allegrini, 1997; Yarrow *et al.*, 2009). As carófitas, vegetação mais abundante no reservatório, durante o período de águas claras, são descritas como rápidas colonizadoras, que competem com sucesso com angiospermas submersas (Simons *et al.*, 1994, Beltman & Allegrini, 1997). Elas podem colonizar lagos rasos, que foram anteriormente dominados pelo fitoplâncton, devido à sua capacidade de desenvolvimento de biomassa elevada (Blindow *et al.*, 1992).

A teoria dos estados estáveis alternativos tem um importante papel no manejo de reservatórios, visto que o entendimento deste processo pode levar à formulação de previsões sobre as respostas do ecossistema a condições de mudanças, Mazzeo *et al.*, (2003) utilizou o conceito de EEA para a recuperação de uma lagoa subtropical demonstrando a ocorrência dos estados estáveis em diferentes regiões do ambiente estudado. Assim, estudos complementares, de caráter manipulativo, são necessários para a produção de modelos que permitam a gestão de sistemas aquáticos do semiárido, visto a possibilidade de ciclos de anuais de ocorrência dos EEA.

As alterações no volume do reservatório foram apontadas como o gatilho que desencadeou as mudanças de estado alternativo, confirmando a hipótese do estudo. O reservatório Camalaú é um dos receptores potenciais das águas da transposição do Rio São Francisco, de modo que há previsão de aumento no volume de água do corpo aquático. Assim, de acordo com os resultados expostos, pode-se prever um cenário futuro em que ocorrerá a manutenção do estágio de água turbida com constantes e massivas florações de cianobactérias, o que constituirá um problema cada vez mais grave para os usos múltiplos da água desse reservatório.

Assim, nossos resultados comprovaram a ocorrência de estados estáveis alternativos no reservatório Camalaú e sugerem que os gatilhos motivadores da mudança resultaram de processos cíclicos do ciclo hidrológico sobre processos internos de eutrofização (figura 7). Notadamente, a mudança de estado relacionou-se às alterações que o ciclo hidrológico provocou sobre a comunidade de macrófitas submersas, acarretando um “*feedback*” positivo sobre as

concentrações de fósforo do sistema, o que possibilita, possivelmente, ciclos regulares entre os estágios claro e túrbidos.

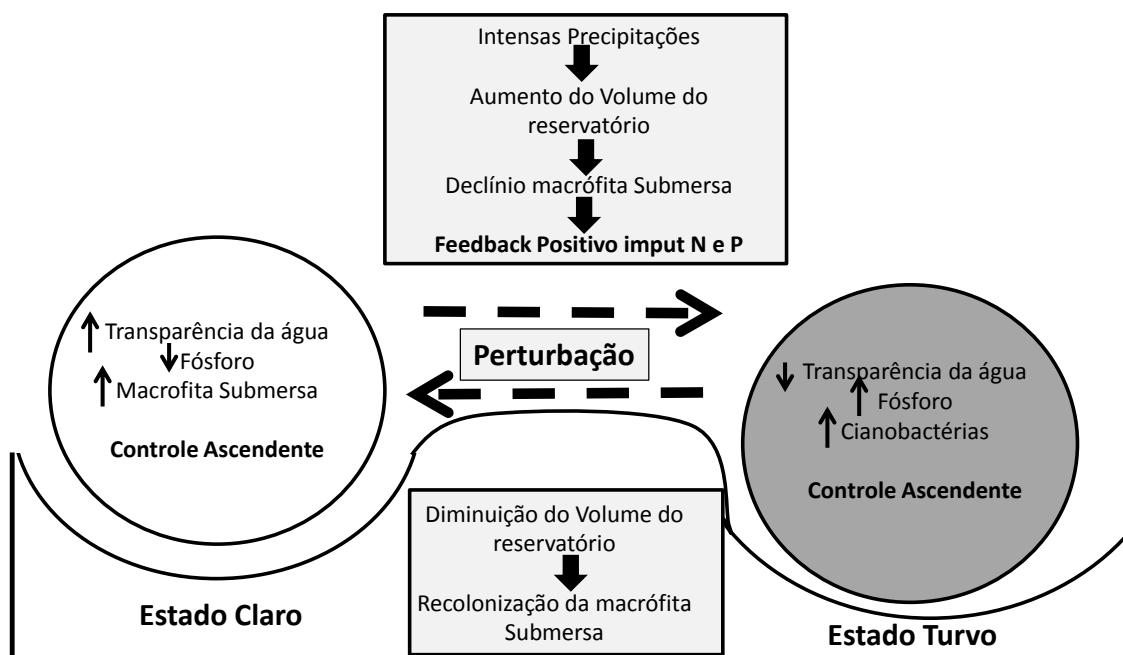


Figura 7: Esquema representativo dos gatilhos motivadores das mudanças entre estados alternativos em reservatório do trópico semiárido

REFERÊNCIAS

- APHA .1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, Washington DC.
- Barbosa JEL, Medeiros ESF, Brasil J, Cordeiro RS, Crispim MCB, Silva GHG. 2012. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. *Acta Limnologica Brasiliensia* 24(1): 103-118.
- Beisner BE, Haydon D, Cuddington KL. 2003. Alternative stable states in ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1:376-382.
- Beltman B, Allegrini C. 1997. Restoration of lost aquatic plant communities: new habitats for Chara. *Neth. Aquatic Ecology* 30: 331–337.
- Benndorf J, Boing W, Koop J, Neubauer I. 2002. Top-down control of phytoplankton: the role of time scale, lake depth and trophic state. *Freshwater Biology* 47: 2282–2295.
- Bianchini Jr. IE, Cunha-Santino MB. 2008. As rotas de liberação do carbono dos detritos de macrofitas aquáticas. *Oecologia Brasiliensis* 12(1): 20-29.
- Blindow I, Hargeby A, Meyercordt J, Schubert H. 2006. Primary production in two shallow lakes with contrasting plant form dominance: a paradox of enrichment? *Limnology and Oceanography* 51: 2711– 2721.

Blindow, I. 1992. Long- and short-term dynamics of submerged macrophytes in two shallow eutrophic lakes. *Freshwater Biology* 28: 15–27.

Blindow I, Hargeby A, Andersson G. 2002. Seasonal changes of mechanisms maintaining clear water in shallow lake with abundant *Chara* vegetation. *Aquatic Botany* 72: 315–334.

Brönmark C, Brodersen J, Chapman BB, Nicolle A, Nilsson PA, Skov C, Hansson LA. 2010. Regime shifts in shallow lakes: the importance of seasonal fish migration. *Hydrobiologia* 646: 91–100

Chellappa NT, Costa MAM. 2003. Dominant and co-existing species of Cyanobacteria from a eutrophicated reservoir of Rio Grande do Norte State, Brazil. *Acta Oecologica* 24:S3–S10.

Ekholm P, Krogerus K, 2003. Determining algal-available phosphorus of differing origin: routine phosphorus analyses versus algal assays. *Hydrobiologia* 492, 29e42

Fukami T, Nakajima M. 2011. Community assembly: alternative stable states or alternative transient states? *Ecology Letters* 14: 973–98

Gelós M, Teixeira-de-Mello F, Goyenola G, Iglesias C, Fosalba C, Garcia-Rodriguez F. 2010. Seasonal and diel changes in fish activity and potential cascading effects in subtropical shallow lakes with different water transparency. *Hydrobiologia* 646, 173–185.

Hargeby A, Blindow I, Hanson LA. 2004. Shifts between clear and turbid states in a shallow lakes: multi-causal stress from climate, nutrients and biotic interactions. *Archiv fur Hydrobiologie*, 161, 433–454.

Jeppesen E, Sondergaard M, Pedersen AR, Jurgens K, Strzelczak A, Lauridsen TL, Johansson S. 2007. Salinity induced regime shift in shallow brackish lagoons. *Ecosystems* 10: 48–58.

Lewontin RC. 1969. *The Meaning of Stability, Diversity and Stability in Ecological Systems*. Brookhaven National Laboratory, Upton, NY.

Loverde-Oliveira SM, Huszar VLM, Mazzeo N, Scheffer M. 2009. Hydrology driven regime shifts in a shallow tropical lake. *Ecosystems* 12: 807–819.

Lund JWG, Kipling C, Lecren ED. 1958. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia* 11: 143–170.

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

May RM. 1977. Thresholds and breakpoints in ecosystems with a multiplicity of stable states. *Nature* 269: 471 – 477

Mazzeo N, Iglesias C, Teixeira-de-Mello F, Borthagaray A, Fosalba C, Ballabio R. 2010. Trophic cascade effects of *Hoplias malabaricus* (Characiformes, Erythrinidae) in subtropical lakes food webs: a mesocosm approach. *Hydrobiologia* 644, 325–335.

Mazzeo N, Rodriguez-Gallego L, Kruk C, Meerhoff M, Gorga J; Lacerot G; Quintans F; Loureiro M, Larrea D, Garcia- Rodrigues F. 2003. Effects of *Egeria densa* Planch. Beds on shallow lakes without piscivorous fish. *Hydrobiologia* 506-509: 591-602

Meerhoff M, Iglesias C, Teixeira-de-Mello F, Clemente JM, Jensen E, Lauridsen TL. 2007. Effects of habitat complexity on community structure and predator avoidance behaviour of littoral zooplankton in temperate versus subtropical shallow lakes. *Freshwater Biology* 52: 1009– 1021.

Mormul RP, Thomaz SM, Agostinho AA, Bonecker, CC, Mazzeo N. 2012. Migratory benthic shes may induce regime shifts in a tropical floodplain pond. *Freshwater Biology* 57: 1592-1602.

Moss B. 1990. Engineering and biological approaches to the restoration from eutrophication of shallow lakes in which aquatic plant communities are important components. *Hydrobiologia* 275/276: 1-14.

Paraíba, Secretaria de Planejamento. 2007. Avaliação da infra-estrutura hídrica e do suporte para o sistema de gerenciamento de recursos hídricos do Estado da Paraíba. João Pessoa, SEPLAN, 144 p.

Perrow MR, Moss B, Stansfield JH. 1994. Trophic interactions in a shallow lake following a reduction in nutrient loading: a long term study. *Hydrobiologia* 94: 43–52.

Scheffer M., 1998. *Ecology of Shallow Lakes*. Chapman & Hall, London, 357 pp.

Scheffer M, Carpenter S, Foley, JA, Folke C, Walker B. 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 413 (6856): 591 – 596.

Scheffer M, Hosper SH, Meijer ML, Moss B, Jeppesen E. 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends Ecology and Evolution* 8 (8): 275-280.

Schröder A, Persson L, De Roos AM. 2005. Direct experimental evidence for alternative stable states: A review. *Oikos* 110, 3-19

Simons J, Ohm M, Daalder R, Boers P, Rip W. 1994. Restoration of Botshol (The Netherlands) by reduction of external nutrient load: recovery of a Characean community dominated by *Chara connivens*. *Hydrobiologia* 275/276, 243–253

Søndergaard M, Moss B. 1998. Impact of submerged macro- phytes on phytoplankton in shallow lakes. In: E. Jeppesen, M. Søndergaard, E. Søndergaard, K. Christoffersen (Eds.), *The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes*, pp. 115–132. Springer Verlag, New York.

Sutherland JP. 1990. Perturbations, resistance and alternative views of the existence of multiple stable points in nature. *American Naturalist*, 136: 270-5.

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

Utermöhl H. 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. Mitteilungs Internationalen Verein Limnologie 9: 1- 38

Van Nes H, Scheffer M, Van Den Berg M, Copps H. 2002. Aquatic macrophytes: restore, eradicate, or is there a compromise? Aquatic Botany 72: 387-403.

Yarrow M., Marín VH, Finlayson M, Tironi, A., Delgado, L. E., Fischer, F. 2009. The ecology of *Egeria densa* Planchon (Liliopsida: Alismatales): A wetland ecosystem engineer? Revista Chilena de Historia Natural 82: 299-313.

ANEXOS

ANEXO 1

Relação de táxons fitoplanctônicos genéricos e infragenéricos identificados nos reservatórios Camalaú e Cordeiro no período de Janeiro a Dezembro de 2011

Táxons	Reservatório	
	Camalaú	Cordeiro
CYANOBACTERIA		
<i>Aphanizomenon</i> sp	X	X
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> West & G.S.West	X	X
<i>Aphanocapsa incerta</i> (Lemmermann) G.Cronberg & Komárek	X	X
<i>Aphanothece halophytica</i> Frémy	X	X
<i>Chroococcus minutus</i> (Kützing) Nägeli	X	
<i>Coelomorum tropicalis</i> Senna	X	X
<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i> Nägeli	X	X
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju	X	X
<i>Dolichospermum circinale</i> (Rabenhorst ex Bornet & Flahault) P.Wacklin, L.Hoffmann & J.Komárek	X	
<i>Dolichospermum planctonicum</i> (Brunnth.) Wacklin, L.Hoffm. & Komárek	X	X
<i>Geitlerinema</i> sp.	X	X
<i>Limnococcus limneticus</i> (Lemmermann) Komárková, Jezberová, O.Komárek & Zapomlová	X	X
<i>Merismopedia minima</i> Beck	X	X
<i>Microcystis protocystis</i> Crow	X	X
<i>Microcystis panniformis</i> J.Komárek, J.Komárková-Legnerová, C.L.Sant'Anna, M.T.P.Azevedo, & P.A.C.Senna	X	X
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Kützing	X	X
<i>Planktolyngbya limnetica</i> (Lemmermann) J.Komárková-Legnerová & G.Cronberg	X	X
<i>Planktothrix agardhii</i> (Gomont) Anagnostidis & Komárek	X	X
<i>Planktothrix isothrix</i> (Skuja) Komárek & Komárková	X	X
<i>Pseudanabaena galeata</i> Böcher	X	X
<i>Pseudanabaena limnetica</i> (Lemmermann) Komárek	X	X
<i>Pseudanabaena mucicola</i> (Naumann & Huber-Pestalozzi) Schwabe	X	
<i>Sphaerocavum brasiliense</i> De Azevedo & C.L.Sant' Anna	X	X
<i>Spirulina laxissima</i> G.S.West		X
<i>Sphaerospermopsis aphanizomenoides</i> (Forti) Zapomelová, Jezberová, Hrouzek, Hisem, Reháková & Komárková	X	X
CHLOROPHYCEAE		
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Corda) Ralfs	X	X
<i>Acutodesmus acuminatus</i> (Lagerheim) Tsarenko	X	
<i>Botryococcus braunii</i> Kützing	X	X
<i>Characium</i> sp	X	
<i>Chlorella vulgaris</i> Beyerinck [Beijerinck]	X	X

<i>Closterium acerosum</i> Ehrenberg ex Ralfs	X	X
<i>Closterium incurvum</i> Brébisson	X	
<i>Closterium lanceolatum</i> West & G.S. West	X	X
<i>Coelastrum microporum</i> Nägeli	X	X
<i>Crucigenia crucifera</i> (Wolle) Collins	X	X
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> H.C. Wood	X	X
<i>Eudorina</i> sp.	X	X
<i>Eutetramorus planctonicus</i> (Korshikov) Bourrelly	X	X
<i>Golenkina</i> sp.	X	
<i>Kirchneriella lunaris</i> (Kirchner) K. Möbius	X	X
<i>Micractinium pusillum</i> Fresenius	X	X
<i>Micractinium</i> sp.	X	
<i>Monoraphidium</i> sp.	X	
<i>Oocystis borgei</i> J.W. Snow	X	X
<i>Pandorina</i> sp.		X
<i>Schroederia setigera</i> (Schröder) Lemmermann	X	X
BACILLARIOPHYCEAE		
<i>Asterionella</i> sp.	X	
<i>Amphora commutata</i> Grunow	X	
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	X	X
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	X	X
<i>Eunotia epithemioides</i> F. Hustedt	X	X
<i>Eunotia</i> sp.	X	X
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazières	X	X
<i>Mougeotia</i> sp.		X
<i>Navicula</i> sp.	X	X
<i>Navicula</i> sp.	X	
<i>Nitzschia closterium</i> (Ehrenberg) W. Smith	X	
<i>Pinnularia acuminata</i> W. Smith]	X	X
<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehrenberg) Otto Müller	X	X
<i>Stauroneis</i> sp.	X	X
<i>Surirella</i> sp.	X	X
<i>Synedra ulna</i> (Nitzsch) Ehrenber		X
EUGLENOPHYCEAE		
<i>Euglena acus</i> (O.F. Müller) Ehrenberg	X	X
<i>Euglena oxyuris</i> Schmarda		
<i>Lepocinclis salina</i> F.E. Fritsch	X	X
<i>Phacus contortus</i> Bourrelly	X	
<i>Strombomonas</i> sp.	X	
<i>Trachelomonas armata</i> (Ehrenberg) F. Stein	X	X
<i>Trachelomonas volvocina</i> (Ehrenberg) Ehrenberg	X	X
ZYGNEMAPHYCEAE		
<i>Cosmarium quadrum</i> P. Lundell	X	
<i>Spyrogira</i> sp.	X	

<i>Staurastrum johnsonii</i> West & G.S.	X	X
CHLAMYDOPHYCEAE		
<i>Clamidomonas</i> sp.	X	
DINOPHYCEAE		
<i>Peridinium</i> sp.	X	

ANEXO 2

Relação de táxons zooplancônicos genéricos e infragenéricos identificados nos reservatórios Camalaú e Cordeiro no período de Janeiro a Dezembro de 2011

Táxons	Reservatório	
	Camalaú	Cordeiro
ROTIFEROS		
<i>Asplanchna</i> sp.	X	
<i>Brachionus patulus</i> (Muller, 1986)	X	X
<i>Brachionus falcatus</i> (Zacharias, 1898)	X	X
<i>Brachionus dolabratus</i> (Harring, 1915)	X	X
<i>Brachionus havanaensis</i> (Rousselet, 1911)	X	X
<i>Brachionus calyciflorus</i> (Hermann, 1783)	X	X
<i>Brachionus dimidiatus</i> (Bryce, 1931)	X	X
<i>Euchlanis</i> sp. (Ehrenberg, 1832)	X	X
<i>Lecane</i> sp.	X	
<i>Lecane luna</i> (Müller, 1776)	X	X
<i>Polyarthra</i> sp.	X	X
<i>Filinia opoliensis</i> (Zacharias, 1898)	X	X
<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)	X	X
<i>Hexarthra intermedia</i> (Hauer, 1953)	X	
<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)	X	
<i>Keratella cocheares</i> (Gosse, 1851)	X	X
<i>Keratella americana</i> (Carlin, 1943)	X	
<i>Keratella quadrata</i> (Müller, 1786)	X	
CLADOCEROS		
<i>Pleuroxus varidentatus</i> (Frey, 1993)	X	X
<i>Diaphanosoma spinulosum</i> (Herbst, 1975)	X	X
<i>Moina minuta</i> (Hansen, 1899)	X	X
<i>Moina reticulata</i> (Dadai, 1905)	X	X
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> (Sars, 1885)	X	X
<i>Ceriodaphnia laticauda</i> (Müller 1867)	X	X
<i>Daphnia ambigua</i> (Scourfiel, 1947)	X	X
<i>Daphnia gessner</i> (H. Herbst 1967)	X	X
<i>Daphnia leaves</i> (Birge, 1878)	X	X
COPÉPODOS		
<i>Thermocyclops minutus</i> (Lowndes, 1934)	X	X
<i>Mesocyclops longisetus</i> (Thibaud, 1912)	X	X
<i>Microcyclops</i> sp.	X	X
<i>Notodiaptomus iheringi</i> (Wright, 1985)	X	X
<i>Agyrodiaptomus</i> sp.	X	X
<i>Nauplio</i>	X	X
<i>Copepodito</i>	X	X