

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

ELIESÉ IDALINO RODRIGUES

**Ecologia do fitoplâncton de um sistema rio-reservatório do semiárido
brasileiro: uma abordagem funcional**

Maringá-PR
2016

ELIESÉ IDALINO RODRIGUES

Ecologia do fitoplâncton de um sistema rio-reservatório do semiárido brasileiro: uma abordagem funcional

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: Dr.^a Luzia Cleide Rodrigues.

Maringá-PR
2016

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

R696e Rodrigues, Eliesé Idalino, 1976-
Ecologia do fitoplâncton de um sistema rio-reservatório do semiárido brasileiro :
uma abordagem funcional / Eliesé Idalino Rodrigues.-- Maringá, 2016.
75 f. : il.

Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--Universidade
Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2016.
Orientadora: Dr.^a Luzia Cleide Rodrigues.

1. Fitoplâncton de água doce - Ecologia - Guaribas, Rio, Bacia - Piauí (Estado). 2.
Rios intermitentes (temporários) - Semiárido - Piauí (Estado). 3. Ecologia de
ecossistemas - Semiárido brasileiro. 4. Diversidade funcional. 5. Cianobactérias -
Guaribas, Rio, Bacia - Piauí (Estado). I. Universidade Estadual de Maringá.
Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes
Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -579.8176098122
NBR/CIP - 12899 AACR/2

ELIESÉ IDALINO RODRIGUES

Ecologia do fitoplâncton de um sistema rio-reservatório do semiárido brasileiro: uma abordagem funcional

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

Dr.^a Luzia Cleide Rodrigues (Presidente)
Nupélia / Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Prof.^a Dr.^a Luciana Gomes Barbosa (Membro)
Universidade Federal da Paraíba (UFPB)

Prof.^a Dr.^a Ruceline Paiva Melo Lins (Membro)
Universidade Federal do Piauí (UFPI)

Dr. Luiz Felipe Machado Velho (Membro)
Nupélia / UEM

Prof. Dr. Fábio Amodêo Lansac-Tôha (Membro)
Nupélia / UEM

Prof. Dr. Nadson Ressayé Simões da Silva (Suplente)
Universidade Federal do Sul da Bahia (UFSB)

Prof.^a Dr.^a Liliana Rodrigues (Suplente)
Nupélia / UEM

Aprovada em: 29 de julho de 2016.

Local de defesa: Auditório do Departamento de Biologia, *campus* Ministro Petrônio Portella da Universidade Federal do Piauí.

Dedico este trabalho aos meus pais, Maria Joviniana e Idalino Rodrigues, razão de minha existência e grandes responsáveis pelo incentivo à minha carreira acadêmica, tendo, muitas vezes, de compreender a minha ausência,

AGRADECIMENTOS

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais (PEA), da Universidade Estadual de Maringá (UEM), por ter firmado a parceria com a Universidade Federal do Piauí (UFPI), minha instituição de trabalho e à qual sou grato também pela realização do DINTER, e aos seus idealizadores na UFPI, Prof. Dr. Romildo Soares, Prof^a Me. Janete Paranhos e Prof. Me. Airan Lopes. Um agradecimento especial à Dr.^a Cláudia Bonecker, coordenadora do DINTER na UEM e à Prof.^a Dr.^a Gardene Sousa, coordenadora do DINTER na UFPI.

Ao PROEX/CAPES, pelos recursos financeiros responsáveis por grande parte do material de consumo adquirido.

Aos meus orientadores, Dr. Luiz Felipe Machado Velho e Dr.^a Luzia Cleide Rodrigues, pelo imenso apoio no planejamento das coletas, na análise e interpretação dos dados obtidos e na finalização dos créditos. Sem vocês, eu não teria conseguido nada disso.

A todos os professores do doutorado, que se disponibilizaram a vir para o Piauí ministrar as disciplinas obrigatórias do curso, de forma tão sublime e completa, nem tenho palavras para agradecer a oportunidade que me proporcionaram. Em especial à Dr.^a Luzia Rodrigues e à Prof.^a Dr.^a Vânia Bovo-Scomparin, que fizeram comigo e com o meu amigo João da Mata (Joe) a viagem de reconhecimento da área de coleta, na região de Picos-PI.

À bióloga Dr.^a Susicley Jati, pela imensa colaboração na identificação das algas, de forma tão didática, e pela maneira afável com que sempre me tratou.

Ao Prof. Dr. Gildásio Guedes e à Prof.^a Dr.^a Conceição Prado, meus coordenadores CEAD/UFPI e Curso de Ciências Biológicas, respectivamente, pelo incentivo durante o doutorado e na realização das coletas e análises de amostras.

A João da Mata (Joe), Cledinaldo Borges Leal, irmãos que a vida me deu, e a meus irmãos de sangue Elildo Rodrigues e Elismar Rodrigues, pelo imenso apoio que todos deram durante as duras coletas. Ao meu irmão Elismar Rodrigues, também agradeço pela montagem do equipamento de medição de temperatura (até 50 m) que ele montou para mim. Sem isso, a medição do perfil térmico excederia o tempo disponível e ficaria bem menos detalhada.

À coordenadora do polo de apoio presencial UAB de Inhuma-PI, Prof.^a Graça Aguiar, bem como aos tutores Raimundo Barros (*in memoriam*) e Claudene Araújo, que me proporcionaram toda a estrutura necessária no laboratório de biologia para que as análises químicas pudessem ser realizadas. Ao mesmo tempo, agradeço aos alunos que também foram essenciais a tais análises, sobretudo aos que sempre estiveram ao meu lado, Maria Daíze Fontes e Benício Dias.

Ao coordenador do polo de apoio presencial UAB de Buriti dos Lopes - PI, Prof. Francisco Gildásio Silva, pela permissão para que fossem feitas as análises de clorofila no laboratório de biologia do referido polo, bem como ao tutor Leandro Sousa e aos alunos Nilton César Aguiar, Rômulo Fontenele e Maria de Jesus Silva, que auxiliaram nessas análises.

À coordenadora do polo de apoio presencial UAB de Gilbués - PI, Prof.^a Fátima Lustosa, pela liberação da balança de precisão, necessária às análises químicas que foram realizadas no polo de Inhuma - PI.

À técnica de laboratório do Departamento de Farmácia da UFPI, Ana Paula Lima, e ao George Oliveira, pelo auxílio na finalização da análise espectrofotométrica de clorofila da última coleta, no Laboratório de Pesquisa em Neuroquímica Experimental (Lapnex) da UFPI.

Ao coordenador do Laboratório de Sínteses do Departamento de Física da UFPI, Prof. Dr. Cleânio Lima, pela disponibilização do uso dos equipamentos do referido laboratório para que fosse possível a análise de material em suspensão. Ao mesmo tempo, agradeço às técnicas Janayra Neves e Dolores Oliveira, que sempre me receberam tão bem.

À técnica de laboratório da UFPI, Solranny Cavalcante, pelo preparo de soluções e outros auxílios.

À também técnica do Laboratório de Microbiologia da UFPI, Carla Adriana Brito, pelo fornecimento da água destilada usada durante as coletas.

À química do PEA/Nupélia da UEM, Dr.^a Maria do Carmo, pelo auxílio com o planejamento e realização das análises químicas.

À Aldenir Oliveira e à Jocemara Santos, secretárias do Nupélia, pelo papel impreterível que tiveram nas questões burocráticas da aquisição dos reagentes e outros materiais necessários às coletas, e por várias outras dicas e resolução de problemas que apareceram durante o curso.

Ao meu amigo e também aluno do PEA, Alfonso Pineda, pela ajuda e ensinamentos com o software R e pelas sugestões no 2º artigo desta tese. E também aos demais alunos do Laboratório de Fitoplâncton, Patrícia Iatskiu, Bárbara Zanco, Aline Magro, Geovane Moresco, Yasmin Noris, Jascieli Bortolini e Luciane Nogueira, pelo companheirismo e auxílio nas identificações e contagens do fitoplâncton e pela ajuda nas discussões e referências, e também por terem me recebido tão bem em Maringá.

Ao barqueiro, Sr. Vilemar Barros, que foi essencial para a realização das coletas na barragem de Bocaina-PI, e por ter sido sempre solícito no que se referia às coletas.

Ao Prof. Dr. Leomá Albuquerque, do Curso de Ciências Biológicas, CEAD/UFPI, pelo medidor de TDS utilizado durante as coletas, e por sempre ter se mostrado disponível para o que fosse necessário. E a todos os outros colegas do curso, companheiros de várias disciplinas: Prof. Dr. Paulo César Sales, Prof. Dr. João Marcelo Castro, Prof.^a Dr.^a Socorro Meireles, Prof. Dr. Romildo Soares, Prof. Dr. Victor Meireles e Prof. Dr. Marcelo Lopes.

Ao Prof. Me. Gleison Andrade, do curso de Química do Campus da UFPI de Bom Jesus - PI, bem como ao Prof. Dr. Odilon Melo, do Laboratório de Hidrobiologia (Labohidro) da UFMA, pelo conhecimento químico necessário em alguns momentos das análises.

À Bianca Trevisan, pela ajuda com os abstracts.

Aos membros da minha banca avaliadora, Prof.^a Dr.^a Luciana Gomes Barbosa (UFPB), Prof.^a Dr.^a Ruceline Paiva Melo Lins (UFPI), Prof. Dr. Luiz Felipe Machado Velho (UEM) e Prof. Dr. Fábio Amodêo Lansac-Tôha (UEM), membros titulares, e aos membros suplentes, Prof. Dr. Nadson Ressayé Simões da Silva (UFSB) e Prof.^a Dr.^a Liliana Rodrigues. As contribuições de todos vocês foram de fundamental importância na finalização deste trabalho.

Por fim, a todas as pessoas e instituições (mencionadas aqui ou não), que muito me apoiaram e que foram o motivo de eu ter conseguido chegar a este momento de conclusão desta etapa de minha vida, o meu eterno OBRIGADO.

Ecologia do fitoplâncton de um sistema rio-reservatório do semiárido brasileiro: uma abordagem funcional

RESUMO

O barramento de rios com a finalidade de construção de reservatórios de água é bem comum em regiões semiáridas, em que a disponibilidade de água é limitada, acarretando uma descontinuidade física e química que afeta os atributos ecológicos das comunidades biológicas (teoria do Conceito da Descontinuidade Serial, SDC). Um dos principais impactos de reservatórios em rios é a mudança no fluxo, e conseqüente aumento do tempo de retenção da água e da sedimentação de materiais em direção a barragem. Essa variação pode ocasionar a formação de distintas regiões com diferentes características tróficas e hidrodinâmicas, que podem variar temporalmente, e influenciar de forma diferenciada o estabelecimento das comunidades biológicas. Nesse estudo, foi avaliada a variação longitudinal (regiões lótica a montante, transição, lacustre e lótica a jusante) e temporal (meses com chuva e meses sem chuva) dos atributos da comunidade fitoplanctônica (biovolume, abundância de traços e diversidade funcional) em um sistema rio-reservatório, no Semiárido Brasileiro em função das variáveis ambientais. Foram realizadas seis coletas mensais no período de outubro de 2014 a março de 2015 em oito pontos amostrais. Foram utilizadas duas abordagens: (1) variação espacial e temporal do biovolume dos grupos morfológicos funcionais fitoplanctônicos (GFBMs) e (2) variação espacial e temporal da diversidade funcional e da distribuição da abundância de traços no sistema estudado. Foi registrado um gradiente espacial em que a região lótica a montante apresentou maior turbidez e teve maior predomínio do GFBM V; a região do reservatório apresentou-se estratificada e com maiores valores de clorofila *a* e maior biovolume fitoplanctônico; o GFBM VIII foi o dominante. A região lótica a jusante apresentou maiores vazão e concentração de fosfato e foi dominada pelos GFBMs VI, V e IV. Os traços funcionais mais importantes foram os aerótopos, os pigmentos marrons e os flagelos, sendo que a riqueza funcional foi maior no reservatório, a equitabilidade funcional não variou conforme as regiões e a diversidade funcional (Rao) foi menor no reservatório. Não foram verificados gradientes temporais significativos, provavelmente em função dos fortes gradientes espaciais e da irregularidade pluviométrica do período de estudo. Os resultados indicam uma descontinuidade provocada pelo reservatório porém os padrões observados nos índices de diversidade funcional diferem em parte dos esperados em relação à teoria do SDC; isso que pode ser explicado em parte pelas características intermitentes dos rios do semiárido, que ocasionam uma descontinuidade temporal nesses ambientes.

Palavras-chave: Descontinuidade Serial. Grupos funcionais. Diversidade funcional. Reservatórios. Cianobactérias. Euglenofíceas.

Phytoplankton Ecology in a River-Reservoir System in Brazilian Semi-arid: a Functional Approach

ABSTRACT

River damming for reservoir construction is fairly common in semi-arid regions, where water availability is limited, and constitutes a physical and chemical discontinuity affecting the ecological attributes of biological communities (Serial Discontinuity Concept theory, SDC). Modification in flow conditions, and consequently increase in residence time and matter sedimentation towards the dam region are among the main reservoir impacts in rivers. This variation may cause the development of distinct regions exhibiting different trophic and hydrodynamic characteristics, which may vary temporally, adversely influencing the establishment of biological communities. In this study, we evaluated longitudinal (lotic region upstream, transition, lacustrine region and lotic region downstream) and temporal (months without rainfalls and rainy months) variation in the attributes of the phytoplankton community (biovolume, trait abundance and functional diversity) in a river-reservoir system in Brazilian semi-arid as a function of environmental variables. Six monthly samplings were performed from October 2014 to March 2015 in eight sites. Two approaches were used: (1) spatial and temporal variation in the biovolume of phytoplankton morphology-based functional groups (MBFG) and (2) spatial and temporal variation in functional diversity and the trait abundance distribution in the studied system. A spatial gradient was recorded in which the lotic region upstream presented greater turbidity and had a greater predominance of MBFG V; The reservoir region was stratified and presented higher values of chlorophyll *a* and larger phytoplankton biovolume; MBFG VIII was dominant. The lotic region downstream presented higher water flow and phosphate concentration and was dominated by MBFGs VI, V and IV. The most important functional traits were aerotopes, brown pigments and flagella. The functional richness was higher in the reservoir, functional equitability did not varied according to regions and functional diversity (Rao) was lower in the reservoir. No significant temporal gradients were verified, probably due to the strong spatial gradients and pluviometric irregularities of the study period. The results indicate a discontinuity caused by the reservoir but the patterns observed in the functional diversity indices differ partially from those expected in relation to the SDC theory; this can be partially explained by the intermittent characteristics of the semi-arid rivers, which cause a temporal discontinuity in these environments.

Keywords: Serial discontinuity. Functional groups. Functional diversity. Reservoirs. Cyanobacteria. Euglenoids.

Tese elaborada e formatada conforme as normas a publicação científica *Limnologia* (Ecology and Management of Inland Waters), ISSN: 0075-9511. Disponível em: <<https://www.elsevier.com/journals/limnologia/0075-9511/guide-for-authors>>.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	10
2	VARIAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DOS GRUPOS MORFOLÓGICOS FUNCIONAIS FITOPLANCTÔNICOS EM UM SISTEMA RIO-RESERVATÓRIO DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO	12
2.1	INTRODUÇÃO	14
2.2	MATERIAL E MÉTODOS	16
2.2.1	Área de estudo	16
2.2.2	Amostragem	18
2.2.3	Variáveis abióticas	19
2.2.4	Comunidade fitoplanctônica	20
2.2.5	Análises numéricas	21
2.3	RESULTADOS	22
2.3.1	Caracterização do ambiente	22
2.3.2	Comunidade fitoplanctônica	26
2.4	DISCUSSÃO	30
2.5	CONCLUSÕES	33
	REFERÊNCIAS	35
	APÊNDICE – Tabela das frequências de ocorrência dos táxons	40
3	VARIAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DOS ATRIBUTOS FUNCIONAIS DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA EM UM SISTEMA RIO-RESERVATÓRIO DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO	44
3.1	INTRODUÇÃO	46
3.2	MATERIAL E MÉTODOS	49
3.2.1	Área de estudo	49
3.2.2	Amostragem	51
3.2.3	Variáveis abióticas	52
3.2.4	Comunidade fitoplanctônica	53
3.2.5	Análises numéricas	53
3.3	RESULTADOS	55
3.4	DISCUSSÃO	63
3.5	CONCLUSÕES	65
	REFERÊNCIAS	66
	APÊNDICE – Tabela dos traços funcionais	72
4	CONSIDERAÇÕES FINAIS	75

1 INTRODUÇÃO GERAL

Os sistemas fluviais sofrem diversos impactos ambientais à medida que a população humana cresce em seu entorno. Um dos impactos considerados de maior proporção é a construção de barramentos no leito dos rios (Pacheco et al., 2015; Tundisi et al., 1993). No Nordeste Brasileiro, caracterizado pelo clima semiárido, tais barramentos têm a finalidade de formar reservatórios de água destinados ao combate à seca. Os rios do semiáridos geralmente são de caráter intermitente (temporários), podendo ser ou não perenizados pelos reservatórios.

Regiões semiáridas apresentam precipitações abaixo de 800 mm (Silva, 2007) e seus rios sofrem regularmente a ação da chamada descontinuidade temporal (Datry et al., 2014), sendo a descontinuidade serial (espacial) provocada pelos reservatórios um impacto adicional ao sistema.

Conforme o Conceito da Descontinuidade Serial (SDC), o barramento de um rio provoca alterações significativas nas condições hidrodinâmicas e conseqüentemente biológicas do sistema (Ward e Stanford, 1983). A construção do reservatório pode ocasionar, dependendo da sua morfometria, a formação de três regiões com distintas hidrodinâmicas: lótica, transição (intermediária) e lacustre (Kimmel et al., 1990). Algumas dessas alterações, modeladas pelo SDC para o reservatório, são o aumento da abundância e a redução da diversidade biológica (Lind et al., 1993; Ward e Stanford, 1983).

Torna-se, então, necessário compreender como os barramentos influenciam as comunidades biológicas desses ambientes, tendo em vista: (1) a crescente preocupação com o aquecimento global, que provoca a expansão gradual das regiões semiáridas, (2) as recorrentes eutrofizações observadas nos reservatórios, sobretudo naqueles em clima semiárido, e (3) os escassos estudos de aplicabilidade de teorias ecológicas, suportadas em clima temperado, nessas regiões.

Por serem organismos que compõem a base da teia trófica dos ambientes aquáticos e pela rápida resposta que apresentam frente aos impactos (Cardoso et al., 2013; Padisák et al., 2006), o fitoplâncton foi escolhido como objeto de estudo. Com base em teorias propostas por Reynolds (1980), foi elaborada uma classificação morfológica funcional para o fitoplâncton (Kruk et al., 2010; Reynolds et al., 2014), organizada em oito grupos morfológicos funcionais (GFBMs). Para essa classificação, foram elencadas as principais características ou traços funcionais relacionados à sua ecologia (Margalef, 1978).

Os traços funcionais geralmente são ligados à captação de recursos, sendo os mais importantes, no caso do fitoplâncton, aqueles que interferem na predação e flutuabilidade

(tamanho, razão superfície-volume S:V, flagelos, aerótopos, mucilagem, exoesqueleto de sílica, formação de colônias/filamentos) e na fixação de nitrogênio (heterócitos) (Kruk et al., 2012; Reynolds et al., 2014).

Além da formação dos GFBMs, os traços funcionais se aplicam ao estabelecimento de métricas para entender a amplitude dos papéis desempenhados pelos organismos nas comunidades e ecossistemas, como a diversidade funcional - DF (Petchey e Gaston, 2006). A DF é considerada uma ferramenta ecologicamente mais adequada à predição das consequências das perdas de diversidade sobre os processos ecológicos como produtividade e predação (Acevedo-Trejos et al., 2015; Petchey e Gaston, 2006).

As diferentes métricas da DF tentam explicar diferentes dimensões funcionais das comunidades, como a riqueza, a equitabilidade e a divergência funcional (Clark et al., 2012; Mouchet et al., 2010; Villéger et al., 2008).

Foram utilizadas duas abordagens envolvendo o fitoplâncton e os conceitos de diversidade funcional e grupos funcionais. Assim, este trabalho apresenta duas sessões. Na primeira, o objetivo foi verificar a variação espacial e temporal do biovolume dos GFBMs fitoplanctônicos, e testar as hipóteses: (1) Maiores valores de biovolume ocorrerão na região de transição entre a região lótica a montante e lacustre do reservatório, pois oferecem condições ótimas para o estabelecimento e desenvolvimento fitoplanctônico; (2) Os grupos morfológicos funcionais dominantes serão distintos nas diferentes regiões do eixo rio-reservatório; (3) Nos meses sem chuva, a diferença do biovolume entre as regiões do eixo rio-reservatório será maior do que nos meses com chuva.

Na segunda sessão, o objetivo foi verificar a variação espacial e temporal da diversidade funcional e da distribuição da abundância de traços funcionais e testar as hipóteses: (1) A região lacustre apresentará menor riqueza, equitabilidade e diversidade funcional devido à disruptura do transporte de nutrientes; (2) Nos meses sem chuva há maior diferença da diversidade funcional entre as regiões do eixo rio-reservatório do que nos meses com chuva; (3) Fatores associados à hidrodinâmica serão os principais estruturadores da abundância dos traços.

2 VARIAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DOS GRUPOS MORFOLÓGICOS FUNCIONAIS FITOPLANCTÔNICOS EM UM SISTEMA RIO-RESERVATÓRIO DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

RESUMO

O barramento de rios com a finalidade de construção de reservatórios de água é bem comum em regiões semiáridas, em que a disponibilidade de água é limitada, acarretando uma descontinuidade física, química e conseqüentemente biológica. Essa descontinuidade foi modelada pelo Conceito da Descontinuidade Serial (SDC), que prediz como as variáveis ambientais e atributos das comunidades biológicas sofrem modificações frente ao barramento. Buscou-se avaliar a variação longitudinal do biovolume dos grupos fitoplanctônicos e grupos morfológicos funcionais (GFBMs) em um sistema rio-reservatório, no Semiárido Brasileiro. A abordagem de grupos morfológicos e funcionais tem sido considerada mais eficiente na caracterização ambiental do que a taxonômica, devido as características das espécies apresentarem maior previsibilidade frente às variações ambientais. Foram realizadas seis coletas mensais (quatro meses sem chuva e dois com chuva) na região limnética, à subsuperfície, em oito pontos amostrais na área de influência do reservatório de Bocaina, sudeste do estado do Piauí, abrangendo região lótica a montante (P1 e P2), de transição (P3), lacustre (P4 e P5) e lótica a jusante (P6 a P8). O período estudado coincidiu com as maiores médias históricas de temperatura máxima e de menor pluviosidade da região. Foram medidas variáveis ambientais e calculados a razão nitrogênio inorgânico dissolvido:fósforo inorgânico dissolvido, o índice autotrófico e o índice de estado trófico. O biovolume fitoplanctônico e a frequência de ocorrência das espécies foram estimados e os dados analisados por meio de PCA e RDA. Foram registrados 165 táxons, FGBM V (54), FGBM IV (49), FGBM VI (30) and FGBM VII (16) foram os mais importantes em número de táxon. Na região lacustre (reservatório), que apresentou estratificação da coluna de água, os valores de biovolume foram elevados, com dominância do GFBM VIII, representado pela cianobactéria filamentosa heterocitada *Cylindrospermopsis raciborskii*, enquanto que a região lótica foi dominada pelo GFBM V, representado principalmente pela euglenofícea *Lepocinclis ovum* var. *angustata*. A PCA e a RDA evidenciaram uma separação das regiões do reservatório e entre o grupo funcional VIII e os demais, destacando o regime de mistura, turbidez e fosfato como fatores estruturadores da comunidade fitoplanctônica, ressaltando o papel das características hidrodinâmicas e tróficas de cada região. Os resultados apontaram semelhanças em relação ao modelo proposto pelo SDC e corroboraram a aplicação de pesquisas em ambientes semiáridos para uma melhor compreensão do papel dos barramentos na descontinuidade de um rio. Os resultados destacaram, ainda, uma compartimentalização das características ambientais entre as regiões do sistema rio-reservatório, que foram refletidas no biovolume fitoplanctônico.

Palavras-chave: Descontinuidade serial. Grupos funcionais baseados na morfologia. Reservatórios. Cianobactérias. *Cylindrospermopsis raciborskii*. Euglenofíceas.

Spatial and Temporal Variation of Phytoplankton Morphology-Based Functional Groups in a River-Reservoir System in Brazilian Semi-arid

ABSTRACT

River damming for reservoir construction is fairly common in semi-arid regions, where water availability is limited, and constitutes a physical, chemical and consequently biological discontinuity. This discontinuity was modelled by the Serial Discontinuity Concept (SDC), which predicts how environmental variables and community attributes undergo modifications as a result of damming. This study aimed to evaluate the longitudinal variation in the biovolume of phytoplankton morphology-based functional groups (MBFG) in a river-reservoir system, in Brazilian semi-arid. The morphological and functional group approach has been evidenced as more efficient in environmental characterization than the taxonomic approach, considering that species traits are more predictable in the face of environmental variation. Six monthly samplings were performed (four months without rainfalls and two rainy months) in the limnetic region, at the subsurface, in eight sampling sites in the Bocaina reservoir's influence area, southeast Piauí state, Brazil, comprehending the lotic region upstream (P1 and P2), transition (P3), lacustrine region (P4 and P5) and the lotic region downstream (P6 to P8). The studied period coincided with the highest historical averages of maximum temperature and minimum pluviosity in the region. We measured environmental variables and calculated the dissolved inorganic nitrogen:dissolved inorganic phosphorus ratio, the autotrophic index and the trophic state index. Phytoplankton biovolume and species frequency of occurrence were estimated and data was analysed through PCA and RDA. A total of 165 taxa were registered, MBFG V (54), MBFG IV (49), MBFG VI (30) and MBFG VII (16) were the most important in taxa number. In the lacustrine region (reservoir), which exhibited water column stratification, biovolume values were elevated, with a dominance of MBFG VIII, represented by the filamentous, heterocyst-forming cyanobacteria *Cylindrospermopsis raciborskii*, whereas the lotic region was dominated by MBFG V, represented mainly by euglenophyceae *Lepocinclis ovum* var. *angustata*. PCA and RDA evidenced a separation between reservoir regions and between functional group VIII and the others, indicating a regime of mixture, turbidity and phosphate as factors structuring the phytoplankton community, highlighting the role of hydrodynamic and trophic characteristics of each region. Results pointed to similarities regarding the model proposed by SDC and corroborate the research application in semi-arid environments for a better understanding of the role of damming in river discontinuity. The results also highlighted a compartmentalization of environmental characteristics among river-reservoir system regions, which reflected on phytoplankton biovolume.

Keywords: Serial discontinuity. Based-morphology functional groups. Reservoirs. Cyanobacteria. *Cylindrospermopsis raciborskii*. Euglenoids.

2.1 INTRODUÇÃO

Os rios são considerados sistemas abertos com estrutura tridimensional (longitudinal, lateral e vertical), que interagem com fatores físicos, químicos e biológicos (Petts, 2000). A dimensão longitudinal é da nascente à foz, a lateral é a entre o rio e a várzea e a vertical é entre o rio, a zona hiporrêica e o aquífero, que interagem ao longo de seu curso (Siqueira e Henry-Silva, 2011; Ward et al., 2002).

Como alternativa ao conceito de Contínuo Fluvial, *River Continuum Concept* (RCC), de Vannote et al. (1980), foi modelada, conceitualmente, a teoria da Descontinuidade Serial, *Serial Discontinuity Concept* (SDC) de Ward e Stanford (1983). Originalmente, esse modelo teórico era unidimensional (longitudinal), e descrevia a variação de alguns parâmetros ambientais e biológicos ao longo do curso fluvial em função da localização do barramento. Em seguida (Ward e Stanford, 1995), foi incluída a influência lateral, e o rio passou a ser zoneado em (1) canais encaixados, (2) canais entrelaçados e (3) canais meandrantés. Embora possam raramente ocorrer pulsos de inundação nas nascentes, isso foi considerado de pouca influência e, portanto, as maiores alterações no modelo se deram nas duas porções mais a jusante. Na modelagem do SDC, maiores valores de biomassa planctônica ocorrem na região meandrante, enquanto que, nos canais encaixados e entrelaçados, valores altos são registrados somente quando há barramento, reduzido-se bruscamente a jusante deste, por conta de maiores populações de invertebrados filtradores.

Em reservatórios, o transporte e deposição de partículas são os processos predominantes, os quais influenciam significativamente as respostas ecológicas de todo o ecossistema (Thornton, 1990; Reynolds, 1999) e influenciam a discriminação de três regiões ao longo do seu eixo longitudinal: fluvial, transição e lacustre. Cada região é caracterizada por diferenças na velocidade de fluxo de água, turbidez, nas concentrações de nutrientes e composição da biota, as quais se devem também às características dos tributários (Lind et al., 1993; Kimmel et al., 1990). O decréscimo das concentrações de nutrientes, especialmente o fósforo, e o aumento da radiação subaquática em direção a barragem, podem determinar um gradiente trófico longitudinal, no qual a produção é maior na região de transição.

Para ambientes tropicais, alguns estudos têm abordado as teorias do RCC e do SDC, sobretudo no que diz respeito às comunidades biológicas em sistemas rio-reservatórios (Araújo et al., 2009; Doi, 2009; Silva et al., 2010; Sreekantha et al., 2008). Porém, considerando-se a maioria dos estudos no nível global, a quase totalidade foi desenvolvida em regiões do hemisfério norte. Em regiões semiáridas (com precipitação anual abaixo de 800

mm, Silva, 2007), como é o caso do ambiente estudado, mesmo em rios onde não há barramento, ocorre o que se pode denominar de descontinuidade temporal, como consequência do grande rigor climático (Datry et al., 2014).

Os postulados biológicos do RCC e do SDC podem ser aplicados a qualquer grupo de organismo, sendo os organismos fitoplanctônicos excelentes ferramentas para serem testadas teorias, por serem eficientes indicadores da qualidade ambiental e responderem rapidamente às perturbações do meio (Cardoso et al., 2013).

Para uma melhor compreensão dos efeitos que os fatores ambientais exercem sobre o fitoplâncton, tem sido aplicada a abordagem funcional. Estudos recentes (Kruk et al., 2010; Kruk et al., 2011), baseados nas teorias propostas por Reynolds (1980), utilizam uma abordagem morfológica funcional. Nesse sentido, numerosos trabalhos têm demonstrado a influência da forma dos organismos fitoplanctônicos no seu papel ecológico (Garnier e Navas, 2012; Kerimoglu et al., 2012; Kruk et al., 2010; Litchman et al., 2010).

Essas características das espécies são denominadas traços funcionais (Margalef, 1978), geralmente ligados à captação de recursos, sendo os mais importantes, no caso do fitoplâncton, aqueles que interferem na predação e flutuabilidade (tamanho, razão superfície-volume $S:V$, flagelos, aerótopos, mucilagem, exoesqueleto de sílica, formação de colônias/filamentos) e na fixação de nitrogênio (heterócitos). Desta forma, foram propostos alguns grupos morfológicos funcionais (GFBM) para o fitoplâncton (Kruk et al., 2010; Reynolds et al., 2014), com base em tais características morfológicas e fisiológicas das espécies que o compõem.

Considerando-se a atual problemática mundial das mudanças climáticas, no que diz respeito ao aumento da temperatura, com possível aumento de até 5°C até 2100 (Shimoda et al., 2011) e da aceleração de processos de eutrofização dos ambientes aquáticos e, levando-se em conta o efeito negativo que a construção de reservatórios provoca sobre o curso de um rio (Huszar et al., 2000; Tundisi et al., 2015), fica evidente a relevância deste trabalho. Vários estudos atuais (Gallina et al., 2011; Moura et al., 2015; Paerl et al., 2011) sugerem tais mudanças como o desencadeador principal das florações fitoplanctônicas no mundo. A região semiárida do nordeste brasileiro pode ser utilizada como uma possível projeção desse extremo climático, como uma antecipação de padrões que poderão surgir frente a tais alterações.

As regiões áridas do planeta cobrem bem mais de 40% da superfície dos continentes, e têm aumentado por conta dos processos de desertificação (Döll e Schmied, 2012; Schessinger et al., 1990). Não sendo exclusivos dessas regiões, mais da metade dos rios do planeta são do tipo intermitentes, de caráter temporário (Datry et al., 2016). Negligenciados pela ciência por

muito tempo, sua importância ecológica tem sido reconhecida apenas nos últimos anos (Arthington et al., 2014; Datry et al., 2016; Leigh et al., 2016; Naselli-Flores, 2003).

Por serem relativamente menos estudados, os ambientes aquáticos do semiárido podem trazer à tona padrões ainda desconhecidos e que venham a contribuir de forma complementar para o conhecimento já consolidado.

Portanto, o objetivo foi avaliar a variação longitudinal do biovolume dos grupos morfológicos funcionais do fitoplâncton em um sistema rio-reservatório (regiões: lótica a montante, de transição, lacustre e lótica a jusante), no Semiárido Brasileiro, em um biênio considerado de extrema seca. As hipóteses deste estudo são: (1) Maiores valores de biovolume ocorrerão na região de transição entre a região lótica a montante e lacustre do reservatório, pois oferecem condições ótimas para o estabelecimento e desenvolvimento fitoplanctônico; (2) Os grupos morfológicos funcionais dominantes serão distintos nas diferentes regiões do eixo rio-reservatório; (3) Nos meses sem chuva, a diferença do biovolume entre as regiões do eixo rio-reservatório será maior do que nos meses com chuva.

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1 Área de estudo

Este estudo foi desenvolvido na área de influência do reservatório de Bocaina (6°52'46"S e 41°18'44"W), situada no rio Guaribas, estado do Piauí, Brasil (Fig. 1). Esta região apresenta clima semiárido, do tipo BSh na classificação de Köppen (Alvares et al., 2014). A temperatura média anual apresentou um aumento, quando comparado à média histórica (1961-2013), passando de 27,8 °C para 29,0 °C no biênio 2014/2015. A pluviosidade apresentou diminuição de 41%, passando de 731 mm para 438 mm em 2014 e 418 mm em 2015. A vegetação dessa região é tipicamente de caatinga (floresta caducifólia), floresta subcaducifólia e cerrado (BDMEP, 2016; Peel et al., 2007).

O rio Guaribas está localizado na porção nordeste da bacia hidrográfica do rio Piauí/Canindé, componente da bacia do rio Parnaíba, que separa os estados do Piauí e do Maranhão (PIAUI, 2010). Com características intermitentes (temporárias), esse rio tem uma extensão total de pouco mais de 103 km, sendo sua nascente localizada a 600 m de altitude, na serra das Almas, em Pio IX.

Em sua região mediana (de 2ª ou 3ª ordem na hierarquia fluvial, denominada de “canais encaixados” no Conceito de Descontinuidade Serial), a apenas 55 km da nascente, foi concluída, em 1985, a construção do reservatório de Bocaina, com o objetivo de reduzir os

episódios de enchentes e perenizar o rio Guaribas (Sousa e Elias, 2011). Este reservatório atinge o volume de até 106.000.000 m³ de água, possui área inundada de 1.100 ha, profundidade máxima de 57 m, uma extensão da linha de fundo de 16 km e vazão média de 1,5 m³.s⁻¹ (3º BEC, 2015; PIAUÍ, 2010). Na região mais próxima ao barramento, há tanques de piscicultura instalados desde o ano de 2005.

A estrutura hidrográfica da região é frágil, sendo que a maioria dos rios são intermitentes (alguns perenizados por meio de reservatórios, perenização que não tem ocorrido no caso do rio Guaribas). As suas águas são bicarbonatadas sódicas com pouca salinização (IBGE, 2009). A maior parte dos afluentes do rio Guaribas seca completamente durante a estiagem, restando apenas regiões descontínuas desse rio a montante do reservatório. A jusante do reservatório, o rio é alimentado pelo afluente Riachão, que corta a sub-bacia do Guaribas no sentido leste-oeste, sendo o único afluente com água durante todo o ano. O rio Guaribas ultimamente tem sido barrado por agricultores, próximo da cidade de Picos, e em alguns anos, como no período deste estudo, este rio não ultrapassou essa região, ficando completamente seco no restante de seu curso.

Foram estabelecidos oito pontos de amostragem, distribuídos em quatro regiões do eixo rio-reservatório: dois pontos na região lótica a montante do reservatório (P1 e P2, únicos pontos a montante onde havia água na primeira coleta), um na região de transição (intermediária) do reservatório (P3), dois na região lacustre do reservatório (P4 e P5), e três na região lótica a jusante do reservatório (P6, P7 e P8) (Tab. 1 e Fig. 1). A separação em regiões se deu por meio da aplicação de análise de Kruskal-Wallis aos escores dos dois primeiros eixos da PCA (PCA-1, H = 20,245, p = 0,0000, e PCA-2, H = 20,244, p = 0,0000). A região intermediária do reservatório se caracterizou por ser mais rasa e por não apresentar estratificação na maioria das coletas. A definição de pontos também na região lótica a jusante se destinou a uma avaliação mais adequada da descontinuidade causada pelo barramento.

Tabela 1 – Caracterização dos pontos amostrais. Lat (latitude), Long (longitude), Alt (altitude), Z_{max} (zona máxima, profundidade total).

	Região	Ponto	Localização (lat / long / alt)	Z _{max} (m)	Largura (m)	
	Lótica a montante (LM)	P1	6°48'06.5" S / 41°18'22.9" W / 294 m	1,0 - 2,2	11,0 - 12,0	
		P2	6°48'16.5" S / 41°18'30.5" W / 280 m	1,5 - 3,5	10,0 - 13,0	
Reservatório	Transição (Intermediária) (TR)	P3	6°52'52.2" S / 41°18'40.1" W / 254 m	2,5 - 5,0	200,0 - 210,0	
		Lacustre (L)	P4	6°53'46.5" S / 41°18'20.8" W / 254 m	7,0 - 11,0	180,0 - 190,0
			P5	6°54'48.8" S / 41°18'31.0" W / 254 m	16,3 - 20,8	500,0 - 510,0
	Lótica a jusante (LJ)	P6	6°55'31.3" S / 41°18'25.5" W / 228 m	0,1 - 0,31	0,8 - 2,0	
		P7	6°58'05.0" S / 41°19'08.5" W / 213 m	0,3 - 0,9	9,0 - 17,0	
		P8	7°00'50.1" S / 41°22'45.1" W / 210 m	0,5 - 1,0	6,0 - 8,0	

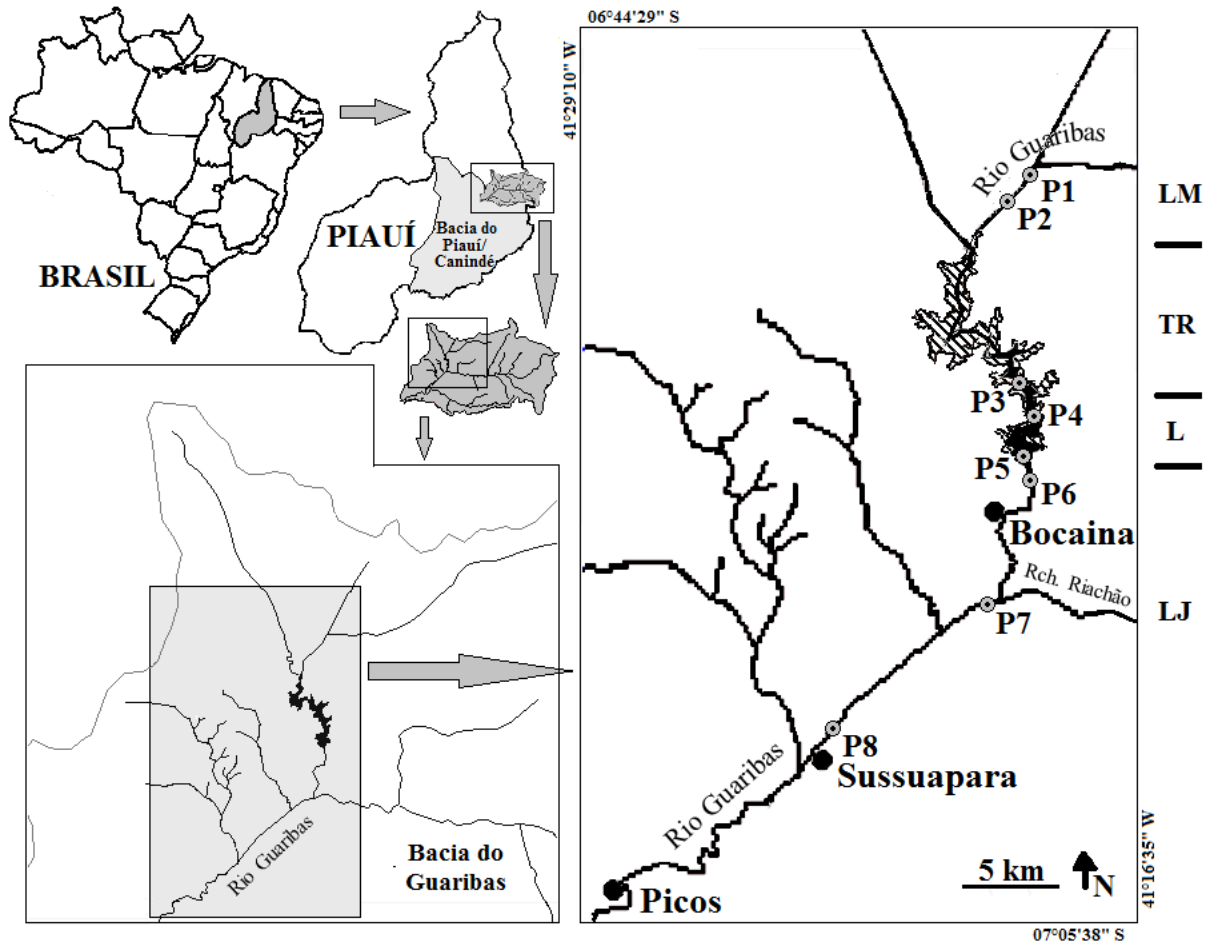


Figura 1 – Mapa de localização dos 8 pontos de amostragem (P1 a P8, círculos cinza) no rio Guaribas e reservatório de Bocaina. Área hachurada do reservatório (cheia máxima), área escura do reservatório (20% do volume de água, outubro de 2014) (Fonte: Baseado na malha IBGE, 2011 e imagens dos satélites CBERS e RES2, disponibilizadas pelo INPE, 2014). Círculos pretos: Cidades sedes dos municípios. Regiões do eixo rio-reservatório: LM (lacustre a montante), TR (transição), L (lacustre) e LJ (lótica a jusante).

2.2.2 Amostragem

Foram realizadas mensalmente amostragens do fitoplâncton e das variáveis ambientais na calha do rio e na região limnética do reservatório, à subsuperfície (20 cm de profundidade), em dois meses com maior quantidade de chuvas (outubro de 2014 e fevereiro de 2015) e em quatro meses com menor quantidade de chuvas (novembro e dezembro de 2014 e janeiro e março de 2015), totalizando 48 amostras.

As amostras de água para análises abióticas foram acondicionadas em garrafas plásticas de 1,5 L e acondicionadas em isopor com gelo até o momento da filtração ou da transferência para um freezer. No momento da filtração (filtro de fibra de vidro GF/C com

diâmetro 47 mm e porosidade 1,2 μm), alíquotas para análise dos nutrientes foram conduzidas ao freezer, juntamente com os filtros para análise de material em suspensão e clorofila.

Para o estudo do fitoplâncton, as amostras foram coletadas em frascos plásticos de 250 mL; para o estudo quantitativo, foram utilizadas as amostras de fitoplâncton total (coletas diretas), fixadas com solução de lugol acético, e para auxiliar no estudo taxonômico do fitoplâncton, foram obtidas também amostras com rede de plâncton (20 μm), fixadas com solução Transeau (Bicudo e Menezes, 2006).

2.2.3 Variáveis abióticas

Os dados climatológicos de temperatura do ar mínima, média e máxima ($^{\circ}\text{C}$), pluviosidade (mm), insolação (h) e velocidade média dos ventos ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$), tomados na estação mais próxima da região de estudo (Picos-PI), foram disponibilizados por BDMEP (2016).

Foram medidos *in situ*, por meio de sensores digitais: temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), sólidos totais dissolvidos (ppm), oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), e turbidez (NTU). Foi também verificada a transparência da água (m) por meio de um disco de Secchi e a profundidade máxima (Z_{max} , em m) local. A profundidade da zona eufótica (Z_{eu}) foi calculada como 2,7 vezes a profundidade do disco de Secchi (Cole, 1994). No reservatório, a profundidade da zona de mistura (Z_{mis}) foi estimada de acordo com o perfil térmico, por meio de medições a cada 0,5 m com um sensor DS18B20 Arduino de 50 m de cabo. A relação zona eufótica/zona de mistura ($Z_{\text{eu}}:Z_{\text{mis}}$) foi utilizada como índice de disponibilidade de luz na zona de mistura (Jensen et al., 1994) e a relação zona de mistura/zona máxima ($Z_{\text{mis}}:Z_{\text{max}}$) foi utilizada para avaliar o regime de mistura da coluna de água. No rio, a zona de mistura foi considerada como a zona máxima, uma vez que a estratificação em ambientes lóticos é considerada nula.

A estabilidade relativa da coluna de água (RWCS) foi estimada por meio da fórmula $\text{RWCS} = (D_{Z_{\text{max}}} - D_{\text{Sup}}) / (D_{4^{\circ}\text{C}} - D_{5^{\circ}\text{C}})$, proposta por Padisák et al. (2003), em que "D" é a densidade da água, sendo considerados os valores de densidade da água na superfície e na zona máxima em relação às densidades-padrão a 4°C e 5°C . As densidades da água foram estimadas com base em McCutcheon et al. (1993).

Foi verificada também a vazão ($\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$) por meio da medição de velocidade da corrente ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$) e da área da seção transversal do rio, calculada por meio da fórmula da área de segmento parabólico, dada por $A=2\cdot h\cdot a/3$ (Osler, 2006), em que "h" é a profundidade total máxima (Z_{max}) e "a" é a distância de uma margem à outra, ambas em metros.

O material em suspensão (inorgânico e orgânico) foi estimado por meio do método de Teixeira et al. (1965) e as concentrações ($\mu\text{g.L}^{-1}$) de nitrogênio total, nitrato e nitrito foram determinadas pelo método da sulfanilamida (Baumgarten et al., 1996) e a amônia pelo método do citrato de sódio (Koroleff, 1976); a soma das formas inorgânicas foi denominada de nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) e incluiu nitrato, nitrito e amônia. Para o fósforo total e fosfato (fósforo inorgânico dissolvido, PID), foi empregado o método do molibdato de amônio (Mackereth et al., 1978) e a sílica reativa foi determinada pelo método de metol-sulfito (Baumgarten et al., 1996). Foi calculada a razão de Redfield NID:PID (Loladze e Elser, 2011) para verificar o potencial de cada um como limitante, em que valores abaixo de 16 indicam o nitrogênio como limitante da produção fitoplanctônica, e, acima de 16, o fósforo.

A concentração de clorofila *a* ($\mu\text{g.L}^{-1}$) foi determinada através do método espectrofotométrico da Unesco (1966), sendo a extração da clorofila feita com acetona a 90%. Para os cálculos de clorofila *a* ativa, foram aplicadas equações baseadas em Golterman et al. (1978), com subtração dos valores de feopigmentos *a*.

O índice de autotrófico (IA) do plâncton, realizado para auxiliar na caracterização do ambiente, foi calculado com os dados de material em suspensão e de clorofila *a* (APHA, 1999). O IET (Índice de Estado Trófico), também utilizado para caracterizar o ambiente, foi calculado conforme Cunha et al. (2013), considerando os valores de clorofila *a* e fósforo total.

2.2.4 Comunidade fitoplanctônica

A identificação do fitoplâncton foi feita em microscópio óptico utilizando bibliografia especializada como Bicudo e Menezes (2006), Sant'Anna et al. (2006), dentre outras. Para o enquadramento taxonômico das algas eucarióticas, foi adotado o sistema de classificação proposto por Reviere (2006), enquanto que para Cyanobacteria, foi utilizado Komárek e Anagnostidis (1989, 1998, 2005).

A frequência de ocorrência dos táxons foi calculada e avaliada com base em Mateucci e Colma (1982) e o cálculo levou em conta a presença ou ausência do táxon nas amostras: esporádica (até 20%), pouco frequente (acima de 20 e até 50%), frequente (acima de 50 e até 70%) e muito frequente (acima de 70%).

A densidade fitoplanctônica foi estimada mediante o uso de microscópio óptico invertido (Utermöhl, 1958), com tempo de sedimentação de pelo menos três horas para cada centímetro de altura da câmara (Margalef, 1983), por meio de contagem por campos aleatórios até a obtenção de 100 indivíduos da espécie mais abundante (Lund et al., 1958). O

resultado foi expresso em indivíduos (células, cenóbios, colônias ou filamentos) por mililitro (APHA, 1999).

A biomassa fitoplanctônica foi estimada por meio do biovolume em $\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$. O volume (μm^3) foi calculado a partir de modelos geométricos de acordo com a forma das células (Fonseca et al., 2014; Hillebrand et al., 1999; Sun e Liu, 2003), sendo o biovolume obtido pela multiplicação da densidade de cada táxon pelo seu respectivo volume.

Os táxons foram agrupados em grupos morfológicos funcionais - GFBMs (Kruk et al., 2010; Reynolds et al., 2014), sendo: I (organismos pequenos com alta razão S:V), II (pequenos flagelados com exoesqueleto de sílica), III (grandes filamentos com aerótopos e sem heterócitos), IV (organismos de tamanho médio sem traços funcionais), V (flagelados unicelulares de tamanho médio a grande), VI (não-flagelados com exoesqueleto de sílica), VII (grandes colônias com mucilagem) e VIII (grandes filamentos com aerótopos e com heterócitos).

2.2.5. Análises numéricas

As variáveis abióticas foram sintetizadas utilizando-se uma Análise de Componentes Principais (PCA). Para esta análise, foram utilizadas as variáveis ambientais supracitadas. As variáveis foram transformadas ($\log x+1$). Para esta análise, foram utilizados os dados de precipitação referente a soma dos sete dias anteriores à coleta, incluindo o dia da coleta, escolhido por meio de uma correlação de Spearman realizada entre a soma da pluviosidade e o primeiro eixo de uma DCA (realizada com a biomassa dos táxons), sendo a maior correlação obtida para a soma de sete dias ($r = 0,34$, $p = 0,0175$). A significância dos grupos formados pela PCA foi testada por meio de teste de Kruskal-Wallis e somente as correlações com $r > 0,50$ entre as variáveis e os eixos foram consideradas.

Análises de Kruskal-Wallis também foram empregadas para testar possíveis diferenças no biovolume fitoplanctônico entre as regiões do eixo rio-reservatório, complementadas *a posteriori* com comparações múltiplas Z.

Para testar a relação entre clorofila *a* e biovolume fitoplanctônico, foi empregada uma correlação não-paramétrica de Spearman.

Uma Análise de Redundância (RDA) foi realizada para relacionar a matriz explanatória (pluviosidade, temperatura da água, velocidade da corrente, oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica, material inorgânico em suspensão, material orgânico em suspensão, fósforo orgânico dissolvido, fósforo inorgânico dissolvido, nitrogênio inorgânico dissolvido, sílica reativa e as razões $Z_{eu}:Z_{mis}$ e $Z_{mis}:Z_{max}$), variáveis abióticas selecionadas pelo

método de eliminação das colinearidades (Variance Inflation Factor, $VIF < 10$), com a matriz resposta (biovolume dos grupos morfológicos funcionais). As variáveis ambientais foram transformadas ($\log x+1$). A significância dos grupos formados foi testada por meio de ANOVA (Análise de Variância) *two-way* ou de teste de Kruskal-Wallis, conforme o caso, e somente as correlações com r mínimo de 0,50 entre as variáveis e os eixos foram consideradas.

As análises realizadas neste estudo foram feitas por meio do software R (R Development Core Equipe, 2006), utilizando-se os pacotes *ade4* v.1.7-3 (Dray e Dufour, 2007), *picante* v.16-2 (Kembel et al., 2010), *stats* v.3.4.0 (R Development Core Equipe, 2006) e *vegan* v.2.3-3 (Oksanen et al., 2007).

2.3 RESULTADOS

2.3.1 Caracterização do ambiente

Foram verificados baixa pluviosidade e alta temperatura nos meses de coleta (outubro de 2014 a março de 2015) (Fig. 2). Considerando que a chuva acumulada máxima nos sete dias anteriores à coleta foi de 24,0 mm, utilizou-se o valor médio (12,0 mm) como critério para classificar a coleta em “sem chuva” ou “com chuva”. A velocidade média dos ventos no período de coleta foi de $1,75 \text{ m.s}^{-1}$ e a insolação média foi de 8,07 h (Fig. 3). A temperatura da água variou de 26,7 a $30,0 \text{ }^\circ\text{C}$ (Tab. 2).

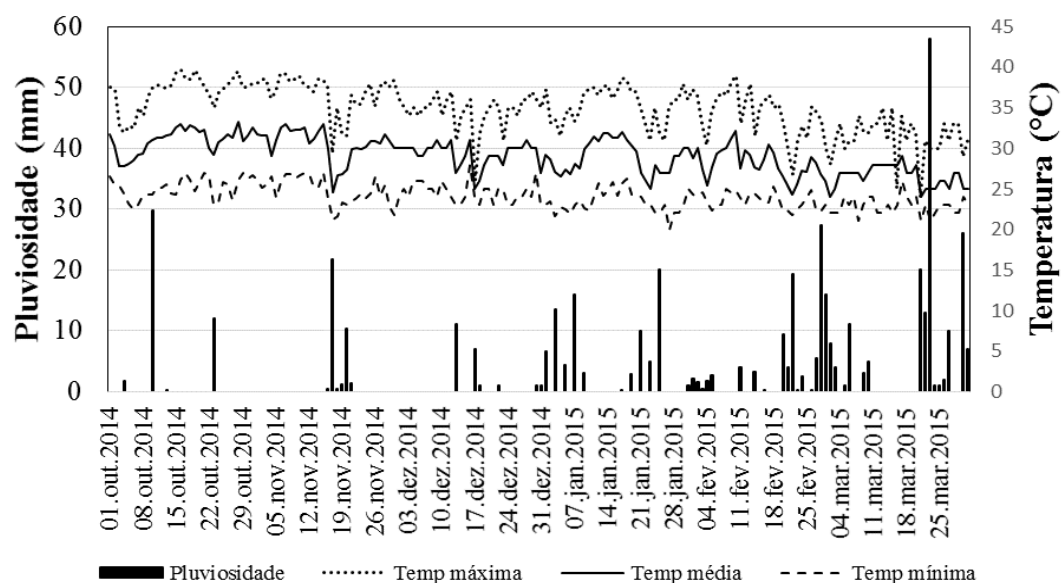


Figura 2 – Temperatura do ar ($^\circ\text{C}$) e pluviosidade (mm) em Picos-PI, no período de coleta, de outubro de 2014 a março de 2015. (Fonte: BDMEP – INMET, estação Picos-PI, OMM: 82780, BDMEP, 2016).

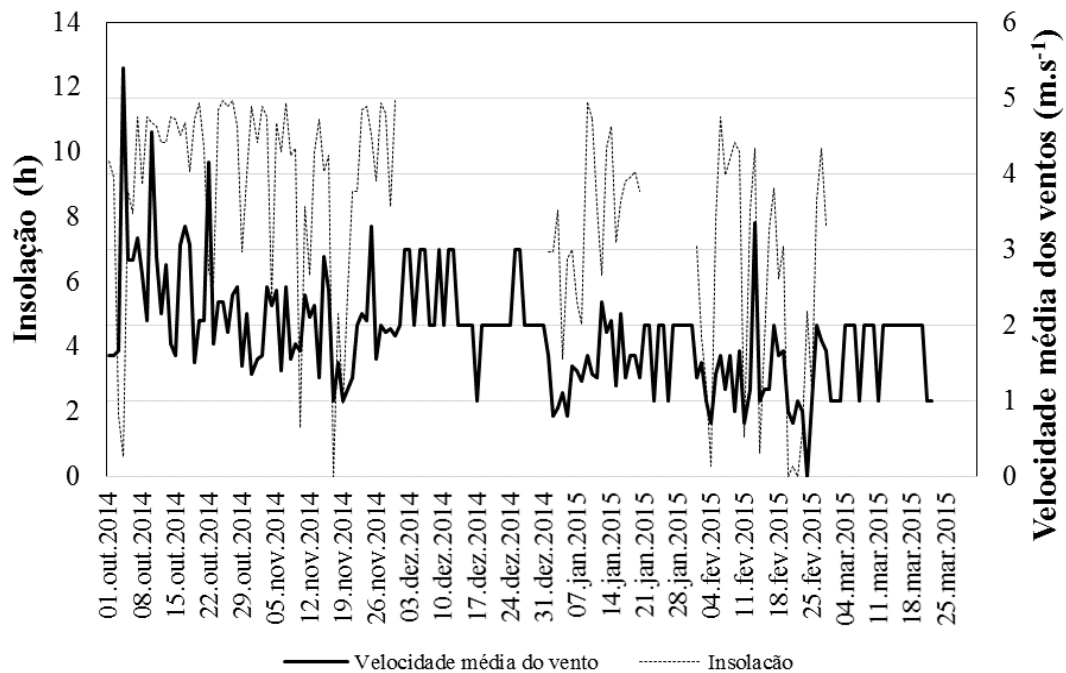


Figura 3 – Insolação (h) e velocidade média dos ventos (m.s^{-1}) em Picos-PI, no período de coleta, de outubro de 2014 a março de 2015. (Fonte: BDMEP – INMET, estação Picos-PI, OMM: 82780, BDMEP, 2016).

A região lótica a montante apresentou maiores valores de turbidez, material em suspensão e sílica reativa (Tab. 2). A região lótica a jusante apresentou maior vazão, fósforo inorgânico dissolvido, sílica reativa e das razões $Z_{\text{eu}}:Z_{\text{max}}$ e $Z_{\text{eu}}:Z_{\text{mis}}$.

O reservatório se caracterizou por apresentar menores valores de Z_{mis} , Z_{max} e maiores de clorofila *a* fitoplanctônica em relação a região lótica. A estratificação da coluna de água durante praticamente todo o período de estudo em toda a extensão do reservatório foi observada, exceto no ponto P3 na maioria das coletas e no ponto P4 em janeiro de 2015. A disponibilidade de luz na camada de mistura foi relativamente maior nos meses sem chuva nos pontos P4 e P5. A região intermediária (P3) apresentou características intermediárias entre a região lótica a montante e lacustre.

Por meio do IET (Índice de Estado Trófico), foi possível classificar o reservatório e a região lótica a montante (P1 e P2) como um ambiente hipereutrófico (valores acima de 67, Cunha et al., 2013). Na região lótica a jusante, os valores variaram de mesotróficos a hipereutróficos, sendo que esta última condição ocorreu no ponto P6, anterior ao aflente Riachão. Por sua vez, o índice autotrófico (IA) diferenciou a região lótica a montante, dos demais pontos, sendo os valores mais baixos (autotróficos) encontrados no ponto P5 (região lacustre do reservatório, onde estão instalados tanques de piscicultura).

Tabela 2 – Valores médios e coeficiente de variação (%) das variáveis abióticas coletadas à subsuperfície, nos pontos amostrais (P1 a P8). NID (nitrogênio inorgânico dissolvido) é a soma de nitrato, nitrito e amônia. Regiões do eixo rio-reservatório: LM (lacustre a montante), TR (transição), L (lacustre) e LJ (lótica a jusante).

VARIÁVEL	REGIÃO DO EIXO RIO-RESERVATÓRIO							
	LM		TR	L		LJ		P8
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	
Velocidade dos ventos (m.s ⁻¹)	1,96 (32)	1,96 (32)	1,72 (46)	1,72 (46)	1,72 (46)	1,89 (32)	1,89 (32)	1,89 (32)
Profundidade total (Z _{max}) (m)	1,65 (30)	2,58 (36)	3,59 (28)	8,10 (19)	18,28 (10)	0,23 (45)	0,45 (50)	0,62 (31)
Velocidade da corrente (m.s ⁻¹)	0,03 (131)	0,03 (113)	0,00 (0)	0,00 (0)	0,00 (0)	0,01 (245)	0,14 (34)	0,40 (80)
Vazão (m ³ .s ⁻¹)	0,29 (113)	0,52 (143)	0,00 (0)	0,00 (0)	0,00 (0)	0,00 (0)	0,61 (77)	0,63 (196)
Temperatura da água (°C)	27,47 (7)	27,82 (5)	28,62 (1)	29,12 (2)	29,44 (2)	28,68 (12)	28,90 (7)	29,17 (5)
Estabilidade relativa da coluna de água (RWCS)	0,00 (0)	0,00 (0)	16,28 (93)	43,38 (66)	71,77 (30)	0,00 (0)	0,00 (0)	0,00 (0)
Oxigênio dissolvido (mg.L ⁻¹)	5,72 (28)	5,53 (19)	7,12 (10)	6,95 (16)	7,35 (7)	3,82 (62)	6,92 (20)	6,10 (21)
pH	8,33 (10)	7,97 (5)	8,08 (7)	8,10 (6)	8,28 (6)	7,57 (5)	7,90 (5)	7,78 (8)
Condutividade elétrica (μS.cm ⁻¹)	178,00 (69)	170,67 (58)	271,83 (6)	263,83 (5)	257,83 (9)	396,17 (94)	213,17 (29)	218,00 (28)
Sólidos totais dissolvidos (ppm)	119,67 (86)	101,17 (63)	157,00 (11)	158,83 (15)	146,62 (8)	222,83 (65)	138,50 (39)	131,83 (32)
Zona eufótica (Z _{eu}) (m)	0,38 (87)	0,40 (62)	1,35 (32)	1,53 (14)	1,58 (18)	0,23 (45)	0,45 (50)	0,62 (31)
Turbidez (NTU)	499,43 (100)	448,72 (116)	22,25 (52)	20,43 (12)	19,03 (7)	887,76 (135)	184,39 (218)	244,78 (211)
Material inorgânico em suspensão (mg.L ⁻¹)	155,26 (153)	156,54 (157)	9,13 (174)	1,61 (73)	1,90 (74)	546,57 (149)	81,72 (223)	138,88 (237)
Material orgânico em suspensão (mg.L ⁻¹)	21,13 (116)	20,88 (108)	16,79 (87)	8,58 (21)	8,29 (36)	93,65 (144)	11,94 (206)	15,17 (175)
Fósforo total (μg.L ⁻¹)	140,48 (77)	118,10 (80)	48,21 (17)	39,40 (30)	35,83 (19)	497,38 (130)	93,69 (94)	97,81 (132)
Fósforo orgânico (μg.L ⁻¹)	126,72 (68)	108,25 (79)	31,50 (35)	22,40 (67)	18,04 (67)	393,11 (137)	46,33 (175)	43,37 (180)
Fórforo inorgânico dissolvido (PID) = P-PO ₄ (μg.L ⁻¹)	13,75 (168)	9,84 (111)	16,72 (21)	17,01 (28)	17,79 (36)	104,27 (114)	47,36 (39)	54,44 (94)
Nitrogênio total (μg.L ⁻¹)	7627,46 (107)	8571,83 (104)	4048,37 (195)	2152,52 (179)	2837,16 (121)	4095,92 (105)	2377,94 (118)	2735,28 (165)
Nitrogênio orgânico (μg.L ⁻¹)	7344,70 (114)	8338,34 (110)	4046,63 (195)	2151,46 (179)	2830,69 (121)	3842,53 (108)	2255,04 (126)	2628,18 (174)
N-NO ₃ (μg.L ⁻¹)	278,31 (99)	229,57 (113)	1,03 (157)	0,54 (245)	5,97 (187)	231,55 (87)	120,04 (200)	102,48 (227)
N-NO ₂ (μg.L ⁻¹)	4,45 (203)	3,93 (170)	0,71 (49)	0,52 (45)	0,50 (70)	21,84 (79)	2,87 (56)	4,62 (165)
NH ₄ + NH ₃ (μg.L ⁻¹)	91,47 (179)	73,18 (104)	14,92 (170)	17,04 (243)	24,45 (120)	628,77 (198)	9,67 (87)	19,98 (92)
Nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) (μg.L ⁻¹)	374,23 (84)	306,67 (93)	16,66 (148)	18,10 (227)	30,92 (110)	882,17 (128)	132,57 (186)	127,08 (202)
Sílica reativa (μg.L ⁻¹)	5509,35 (87)	6735,69 (63)	4402,01 (8)	4412,30 (12)	3804,85 (35)	6184,60 (44)	7990,51 (58)	7560,79 (43)
Clorofila <i>a</i> (μg.L ⁻¹)	27,95 (72)	26,68 (69)	67,96 (38)	64,39 (30)	62,57 (25)	257,87 (157)	4,90 (90)	4,78 (95)
Razão NID:PID	1485,97 (156)	602,47 (190)	1,31 (176)	1,53 (231)	1,90 (140)	12,84 (73)	2,53 (188)	1,35 (114)
Razão Z _{eu} :Z _{mis}	0,29 (107)	0,20 (88)	0,55 (47)	0,62 (64)	0,53 (49)	1,00 (0)	1,00 (0)	1,00 (0)
Razão Z _{mis} :Z _{max}	1,00 (0)	1,00 (0)	0,81 (38)	0,44 (73)	0,21 (58)	1,00 (0)	1,00 (0)	1,00 (0)
Razão Z _{eu} :Z _{max}	0,29 (107)	0,20 (88)	0,38 (20)	0,19 (17)	0,09 (22)	1,00 (0)	1,00 (0)	1,00 (0)
Índice de estado trófico	68,53 (2)	67,68 (2)	68,42 (2)	67,68 (1)	67,43 (1)	69,22 (18)	62,65 (6)	62,05 (8)
Índice autotrófico	142,08 (16)	188,91 (84)	175,47 (30)	646,31 (106)	707,64 (72)	7834,52 (117)	1838,05 (125)	928,45 (75)

Os dois primeiros eixos da PCA (Fig. 4) explicaram 50% da variabilidade dos dados ($p = 0,001$) e evidenciaram uma heterogeneidade espacial das variáveis ambientais. O primeiro eixo explicou 26% e separou a região lótica a montante das regiões lacustre e lótica a jusante ($H = 21,928$, $p = 0,0001$), e foi influenciado positivamente pelo oxigênio dissolvido (0,63), estabilidade relativa da coluna de água (0,54), condutividade elétrica (0,53) e razão $Z_{eu}:Z_{mis}$ (0,50) e negativamente pelo material inorgânico em suspensão (-0,90), nitrogênio inorgânico dissolvido (-0,79), fósforo orgânico dissolvido (-0,78), razão NID:PID (-0,73), material orgânico em suspensão (-0,72) e razão $Z_{mis}:Z_{max}$ (-0,51). O segundo eixo explicou 24% e evidenciou o gradiente espacial entre as regiões lótica a montante, lacustre e lótica a jusante ($H = 38,505$, $p = 0,0000$), influenciado positivamente pela profundidade total (0,88), estabilidade relativa da coluna de água (0,77) e clorofila *a* (0,76) e negativamente pelas razões $Z_{eu}:Z_{max}$ (-0,87), $Z_{eu}:Z_{mis}$ (-0,75) e $Z_{mis}:Z_{max}$ (-0,69). A PCA não evidenciou gradiente temporal no primeiro eixo ($H = 0,094$, $p = 0,7595$) nem no segundo ($H = 0,349$, $p = 0,5549$).

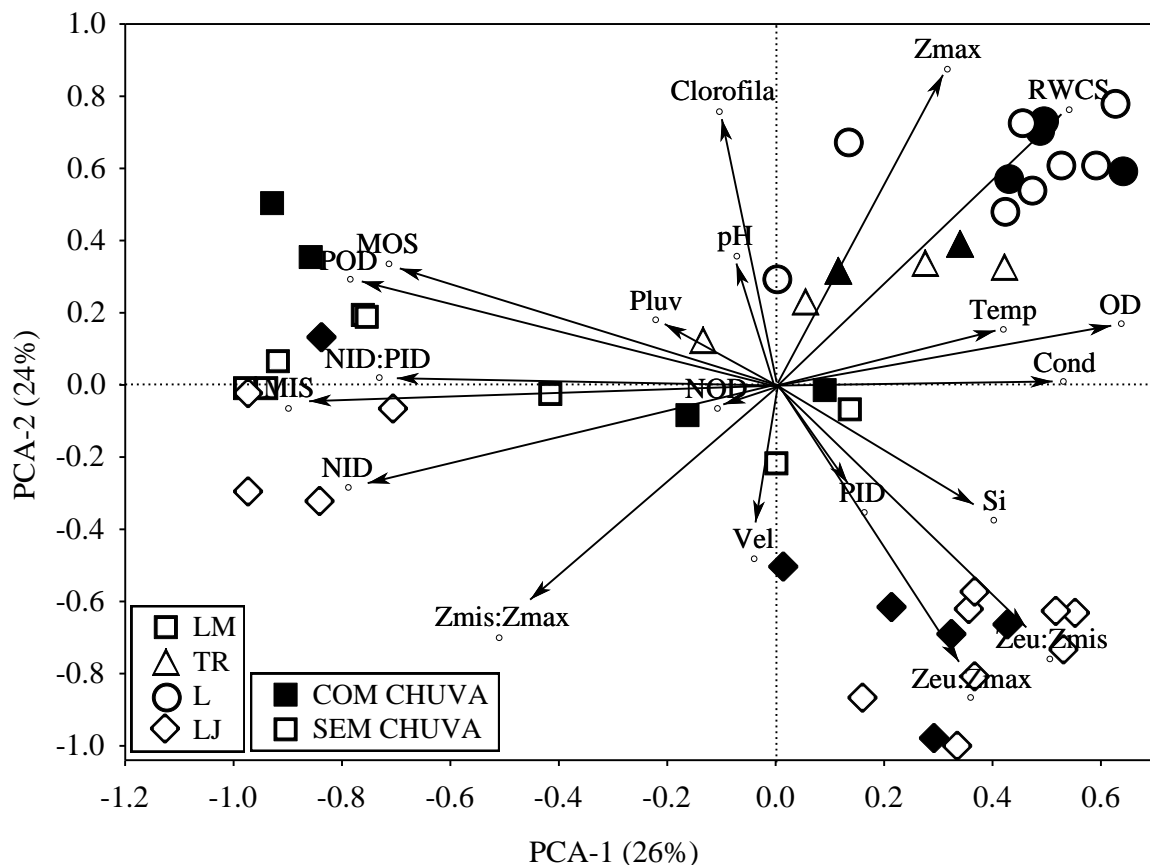


Figura 4 – PCA (Análise de Componentes Principais) com os dados abióticos. Pluv (pluviosidade), Temp (temperatura da água), Cond (condutividade elétrica da água), OD (concentração de oxigênio dissolvido), Vel (velocidade da corrente), RWCS (estabilidade relativa da coluna de água), NID (nitrogênio inorgânico dissolvido, $N-NO_3 + N-NO_2 + NH_3 + NH_4$), PID (fósforo inorgânico dissolvido = PO_4), POD (fósforo orgânico dissolvido), NOD (nitrogênio orgânico dissolvido), NID:PID (razão nitrogênio/fósforo), Si (sílica reativa), MIS (material inorgânico em suspensão), MOS (material

orgânico em suspensão), Z_{eu} (zona eufótica), Z_{mis} (zona de mistura) e Z_{max} (zona máxima). Regiões do eixo rio-reservatório: LM (lacustre a montante), TR (transição), L (lacustre) e LJ (lótica a jusante).

2.3.2 Comunidade fitoplanctônica

A comunidade fitoplanctônica apresentou alta diversidade gama, sendo registrados 165 táxons. Os grupos GFBM V (54), GFBM IV (49), GFBM VI (30) e GFBM VII (16) foram os mais importantes em número de táxons (Apêndice). Foram registrados apenas 9 táxons frequentes a muito frequentes: *Planktolyngbya limnetica* (90%), *Cryptomonas marssonii* (85%), *Chlamydomonas* sp. (79%), *Discostella stelligera* (60%), *Nitzschia palea* (60%), *Cyanogranis ferruginea* (56%), *Peridinium* sp. (52%), *Monoraphidium contortum* (52%) e *Monoraphidium tortile* (52%).

Dos 129 táxons encontrados na região lótica a montante, somente 78 (47%) foram registrados na região lótica a jusante. Apenas 46 táxons (28%) ocorreram tanto no reservatório quanto na região lótica a jusante, 56 (34%) foram registrados tanto para o reservatório quanto para a região lótica a montante, enquanto que somente 40 (24%) foram encontrados em todos os pontos amostrados.

Foram verificados elevados valores de biovolume em todo o período de estudo, principalmente nos pontos situados no reservatório (P3, P4 e P5), que apresentaram valores entre 11,5 e 35,9 $\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ e na região lótica a montante, com valores entre 0,5 e 14 $\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$. Baixos valores ocorreram na região lótica a jusante, exceto no ponto P6 nas duas últimas coletas (Figs. 5 e 6).

A região lótica a montante (P1 e P2) foi dominada pelo GFBM V (Figs. 5-7), representado principalmente pelas euglenofíceas *Lepocinclis ovum* var. *angustata* (22% do biovolume total), *Phacus orbicularis* (9%), *Lepocinclis caudata* var. *caudata* (7%) e *Strombomonas gibberosa* var. *longicollis* (6%) e pela dinofícea *Peridinium* sp. (10%).

Na região de transição (P3), o grupo GFBM VIII (Figs. 5-7), longos filamentos com aerótopos e heterócitos, contribuiu com 85% para o biovolume e foi composto principalmente pela cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii*, cujos indivíduos apresentaram heterócitos em um terço das amostras analisadas, e representaram 84% da biomassa. O GFBM IV contribuiu com 6% para o biovolume total, representado sobretudo pelas cianobactérias *Planktolyngbya limnetica* e *Pseudanabaena catenata*. O GFBM V contribuiu com 4% para o biovolume total e foi representado principalmente pela dinofícea *Peridinium* sp.

A região lacustre (P4 e P5) do reservatório apresentou uma composição semelhante à da região de transição (Figs. 5-7), em que o GFBM VIII também foi dominante (83%) e composto principalmente por *Cylindrospermopsis raciborskii* (82% de contribuição média),

seguido pelo GFBM IV, com contribuição de 9%, representado também por *Planktolyngbya limnetica*, *Pseudanabaena catenata*.

A região lótica a jusante (P6, P7 e P8) apresentou uma comunidade fitoplanctônica composta principalmente pelos grupos morfológicos funcionais V (90% de contribuição) e VI (8%). A euglenofícea *Lepocinclis ovum* var. *angustata* (do GFBM V) dominou no ponto P6 em março de 2015 (72% de contribuição média no biovolume da amostra) e representou 65% do biovolume total na região lótica a jusante em todo o período. O GFBM VI foi composto sobretudo pelas diatomáceas *Pinnularia divergens* var. *mesoleptiformis* e *Navicula* cf. *cryptotonella*.

Foram evidenciadas diferenças espaciais entre os valores de biovolume ($H = 30,944$, $p = 0,0000$), sendo maior na região lacustre quando comparada à lótica a montante ($Z = 2,712$, $p = 0,0401$) e a lótica a jusante ($Z = 4,957$, $p = 0,0000$), e o biovolume da região de transição foi maior do que o da lótica a jusante ($Z = 3,906$, $p = 0,0006$). Não foram verificadas diferenças temporais nos valores de biovolume ($H = 0,031$, $p = 0,8611$).

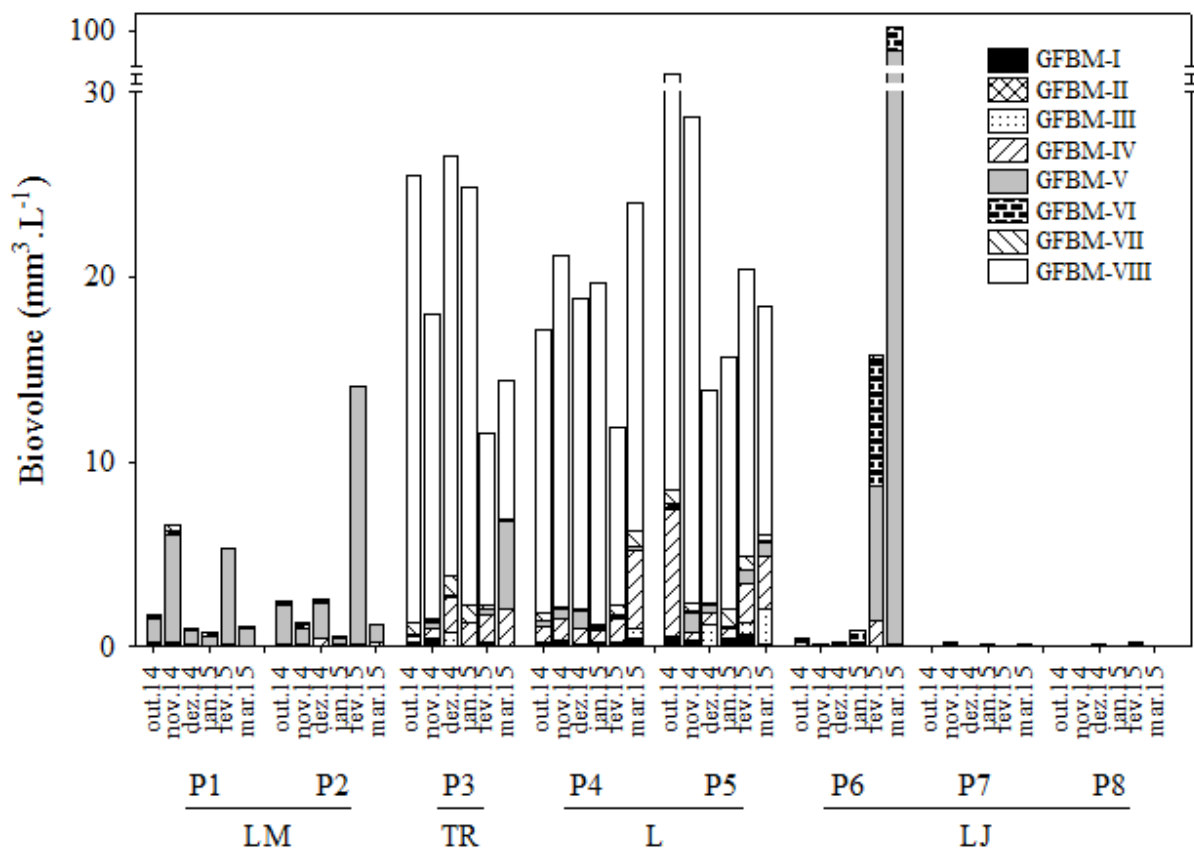


Figura 5 – Biovolume ($\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$) dos grupos morfológicos funcionais fitoplanctônicos, durante o período de outubro de 2014 a março de 2015, por pontos de coleta (P1 a P8). I (organismos pequenos com alta razão S:V), II (pequenos flagelados com exoesqueleto de sílica), III (grandes filamentos com aerótopos e sem heterócitos), IV (organismos de tamanho médio sem traços funcionais), V (flagelados unicelulares de tamanho médio a grande), VI (não-flagelados com exoesqueleto de sílica), VII

(grandes colônias com mucilagem) e VIII (grandes filamentos com aerótopos e com heterófitos). Regiões do eixo rio-reservatório: LM (lacustre a montante), TR (transição), L (lacustre) e LJ (lótica a jusante).

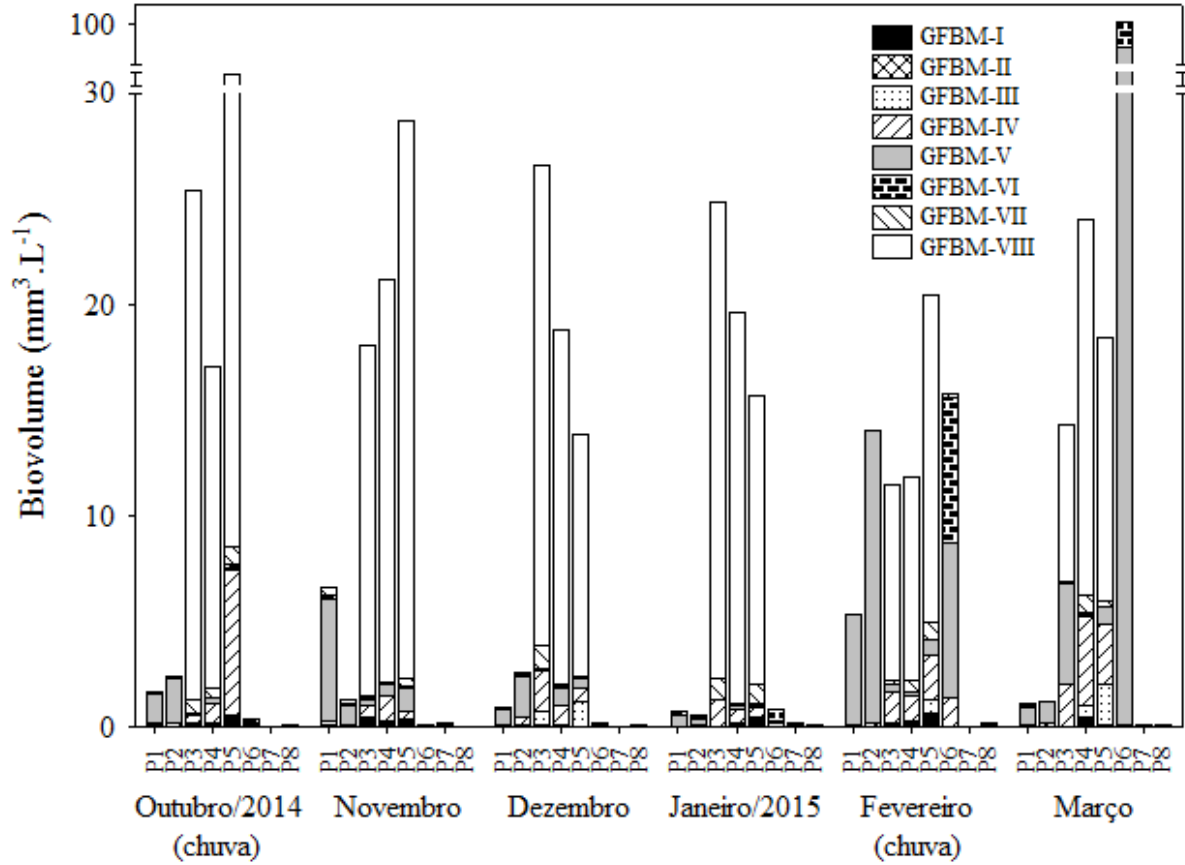


Figura 5 – Biovolume ($\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$) dos grupos morfológicos funcionais fitoplanctônicos nos pontos de coleta (P1 a P8) por mês de coleta (outubro de 2014 a março de 2015). I (organismos pequenos com alta razão S:V), II (pequenos flagelados com exoesqueleto de sílica), III (grandes filamentos com aerótopos e sem heterófitos), IV (organismos de tamanho médio sem traços funcionais), V (flagelados unicelulares de tamanho médio a grande), VI (não-flagelados com exoesqueleto de sílica), VII (grandes colônias com mucilagem) e VIII (grandes filamentos com aerótopos e com heterófitos).

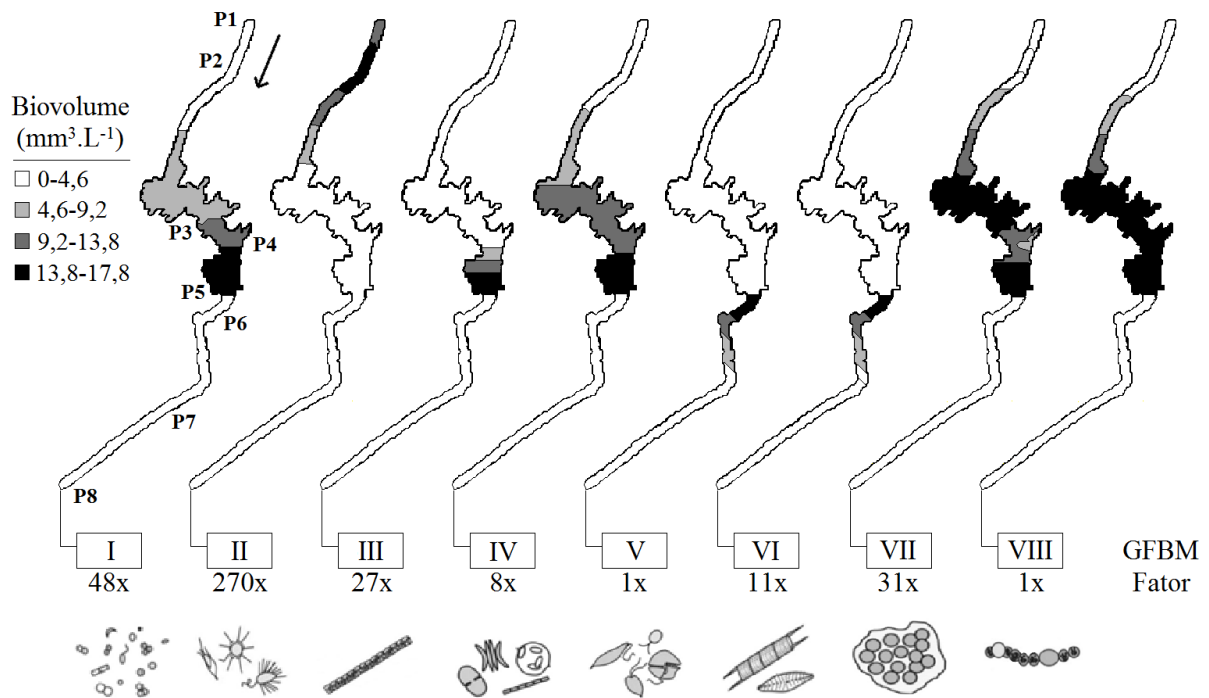


Figura 7 – Biovolume médio ($\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$) de cada grupo morfológico funcional (GFBM) nos oito pontos de coleta (P1 a P8) do eixo rio-reservatório. I (organismos pequenos com alta razão S:V), II (pequenos flagelados com exoesqueleto de sílica), III (grandes filamentos com aerótopos e sem heterócitos), IV (organismos de tamanho médio sem traços funcionais), V (flagelados unicelulares de tamanho médio a grande), VI (não-flagelados com exoesqueleto de sílica), VII (grandes colônias com mucilagem) e VIII (grandes filamentos com aerótopos e com heterócitos). Fator (fator multiplicativo para os biovolumes com valores mais baixos, a fim de poder visualizar sua variação com uma mesma legenda de tons de cinza). Desenhos das microalgas: Kruk e Segura (2012).

Os maiores valores do índice de estado trófico e de clorofila *a* (correlacionados com os de biovolume, Spermann $r = 0,9034$, $p = 0,0000$), ocorreram no ponto P6 em fevereiro e março de 2015, e no reservatório, no período de outubro a dezembro de 2014.

Os dois primeiros eixos da RDA explicaram 68% ($p = 0,001$) da variação da matriz de biovolume dos GFBMs (Fig. 8). O primeiro eixo explicou 54% ($p = 0,001$) da variação dos dados e evidenciou a separação das regiões de transição e lacustre em relação às lóaticas montante e jusante ($H = 33,273$, $p = 0,0000$) e foi influenciado negativamente pela razão $Z_{\text{mis}}:Z_{\text{max}}$ (-0,78), pelo material inorgânico em suspensão (-0,57) e pelo nitrogênio inorgânico dissolvido (-0,57). O segundo eixo explicou 14% ($p = 0,001$) da variação dos dados, e discriminou a região lótica a montante das demais regiões ($F = 15,404$, $p = 0,0000$), influenciado negativamente pelo fósforo inorgânico dissolvido (-0,69) e pela velocidade da corrente (-0,56). A RDA não evidenciou gradiente temporal no primeiro eixo ($H = 0,375$, $p = 0,5403$) nem no segundo ($F = 1,965$, $p = 0,1677$).

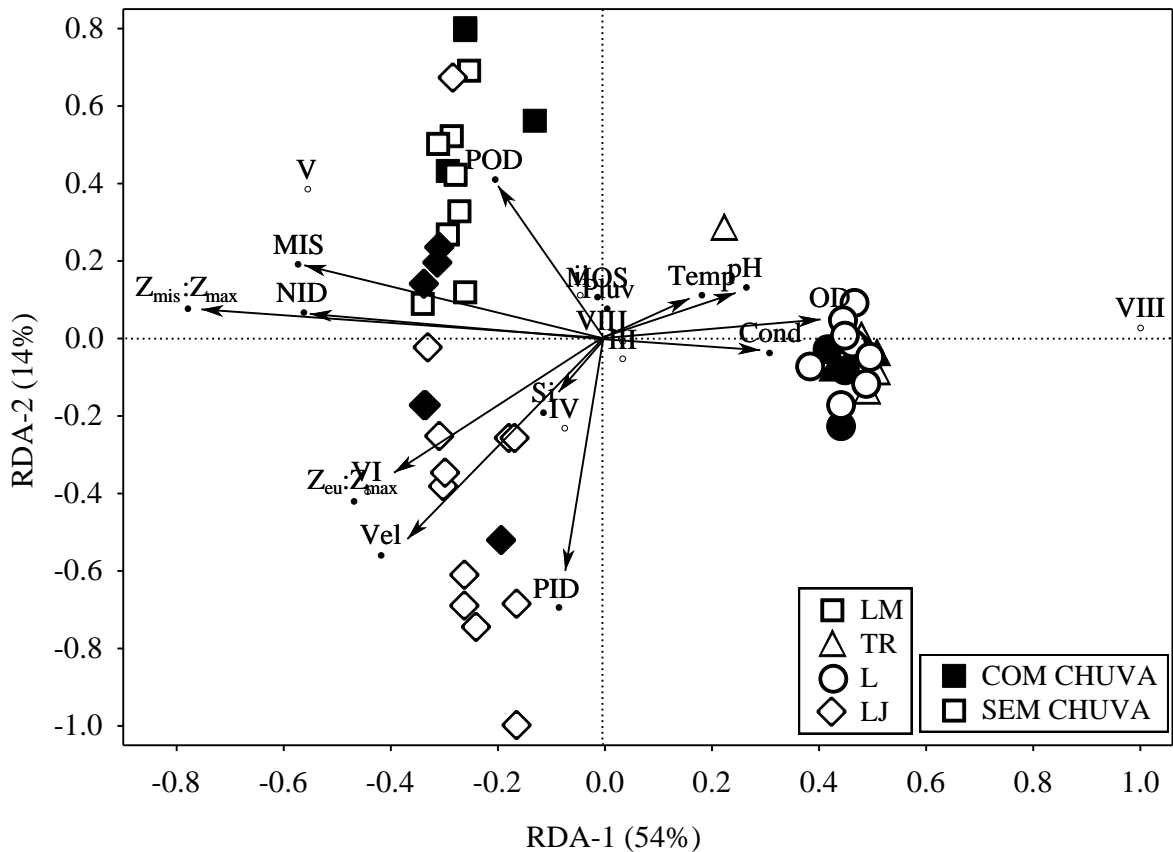


Figura 8 – RDA (Análise de Redundância) com a matriz das variáveis ambientais e a matriz de biovolume dos GFBMs (I, organismos pequenos com alta razão S:V; III, grandes filamentos com aerótopos e sem heterócitos; IV, organismos de tamanho médio sem traços funcionais; V, flagelados unicelulares de tamanho médio a grande; VI, não-flagelados com exoesqueleto de sílica; VII, grandes colônias com mucilagem; VIII, grandes filamentos com aerótopos e com heterócitos). Pluv (pluviosidade), Temp (temperatura da água), Cond (condutividade elétrica da água), OD (concentração de oxigênio dissolvido), Vel (velocidade da corrente), NID (nitrogênio inorgânico dissolvido, $N-NO_3 + N-NO_2 + NH_3 + NH_4$), PID (fósforo inorgânico dissolvido = PO_4), POD (fósforo orgânico dissolvido), Si (sílica reativa), MIS (material inorgânico em suspensão), MOS (material orgânico em suspensão), Z_{eu} (zona eufótica), Z_{mis} (zona de mistura) e Z_{max} (zona máxima). Regiões do eixo rio-reservatório: LM (lacustre a montante), TR (transição), L (lacustre) e LJ (lótica a jusante).

2.4 DISCUSSÃO

Modificações na composição e biovolume fitoplanctônico e das características ambientais ao longo do eixo longitudinal do reservatório foram evidenciadas neste estudo e foram determinadas principalmente pelas características hidrodinâmicas (razões $Z_{eu}:Z_{max}$, $Z_{mis}:Z_{max}$ e $Z_{eu}:Z_{mis}$, velocidade da corrente e a vazão) de cada trecho. O elevado tempo de retenção de água, comum em reservatórios de água (Lind et al., 1993; Pacheco et al., 2015), provocou as grandes modificações ambientais e da comunidade fitoplanctônica observadas no reservatório. A maior velocidade da correnteza e a reduzida profundidade das regiões lóticas

acarretaram em altos valores de turbidez e alta concentração de nutrientes, que foram determinantes para selecionar os grupos funcionais dominantes.

As elevadas temperaturas características da região estudada, aliadas às altas concentrações de fósforo e à estratificação prolongada, favoreceram a dominância de cianobactérias na região lacustre, com predomínio expressivo de *Cylindrospermopsis raciborskii*. Cianobactérias possuem adaptações especiais para se manter na coluna de água (Kruk et al., 2010; Lins et al., 2016; Reynolds et al., 2002). Dentre essas adaptações, destacam-se os aerótopos (vesículas de gases que favorecem a flutuabilidade), as reservas de fósforo, carbono e nitrogênio, mucilagem (flutuabilidade e proteção contra herbivoria), além dos heterócitos (células especiais encontradas em algumas cianobactérias para fixação de nitrogênio atmosférico). Até mesmo a baixa disponibilidade de luz na coluna de água pode favorecer as cianobactérias, conhecidas pela sua otimização da fotossíntese (Kehoe et al., 2015). Alguns autores citam, inclusive, a capacidade de algumas cianobactérias como *C. raciborskii* em aumentar a eficiência fotossintética por meio de mudança na sua forma e na composição dos pigmentos (Bonilla et al., 2012) como resposta a variações ambientais.

As baixas concentrações de nitrogênio em relação ao fósforo (razão NID:PID) para o reservatório de Bocaina indicam o nitrogênio como nutriente limitante, provavelmente tendo corroborado a dominância de cianobactérias heterocitadas nessa região. Por outro lado, na região lótica a montante, o limitante foi o fósforo.

O fato de apenas 9 dos 165 táxons registrados terem sido considerados frequentes a muito frequentes provavelmente está mais ligado às diferenças espaciais (entre os pontos e regiões) do que em relação a diferenças temporais, o que corrobora as pequenas variações temporais de biomassa e com a ausência de gradientes temporais na PCA e na RDA.

A diferença nos táxons encontrados em cada região reforçou a descontinuidade provocada pelo reservatório de Bocaina sobre o rio Guaribas. O fato de somente menos da metade (47%) dos táxons da região lótica a montante terem sido encontrados na região lótica a jusante caracteriza o efeito que o reservatório causa nas condições ambientais do rio, refletindo diretamente na comunidade fitoplanctônica.

A dominância do GFBM V mais marcadamente na região lótica a montante (P1 e P2) e no ponto P6, pode estar associada à grande quantidade de material em suspensão e à consequente baixa transparência da água nesta região (Reynolds, 1998; Valadez et al., 2010), e às condições proporcionadas pelos peculiares baixos valores de vazão (Ganai e Parveen, 2014). Mais precisamente nos pontos P1 e P2, eram esperados valores de biovolume fitoplanctônico tão baixos quanto os dos pontos P7 e P8, padrão previsto pelo SDC (Ward e

Stanford, 1983). No ponto P6, o aumento dos valores de biovolume foi favorecido pelo acúmulo de grande quantidade de material em suspensão e por essa redução da vazão, o que ressaltou ainda mais as condições também observadas para os pontos P1 e P2, onde foram observadas também atividades agrícolas intensivas. Tais condições inesperadas encontradas nos pontos P1, P2 e P6 podem ter ocorrido em função da atual natureza intermitente não-perenizada do rio Graribas, em que se formam regiões lânticas (poços), que podem favorecer o fitoplâncton. A formação de poços (lânticos) representa a ruptura da conectividade hidrológica, com diferenças no fluxo de água ao longo do eixo longitudinal do rio, e tornando restrita a dispersão dos organismos (Rolls et al., 2016).

Embora sejam organismos em sua maioria mixotróficos, de comportamento generalista, o desenvolvimento de grandes populações de indivíduos do GFBM V pode ser facilitado pelo processo de eutrofização e essa redução na vazão do rio pode favorecer tais condições (Danilov e Ekelund, 2001); aliado a isso, o ponto P6 apresentou os maiores valores de fosfato, também considerado um fator que beneficia essas algas (Chellappa et al., 2008).

Apesar de organismos do GFBM V predominarem em reservatórios e lagos e serem melhores competidoras em condições de altas concentrações de compostos húmicos, nutrientes e maior turbidez (Alves-de-Souza et al., 2006; Reynolds et al., 2002), foi possível notar um padrão peculiar, no qual alguns representantes deste grupo dominaram nos pontos ao longo do eixo longitudinal do rio. Além da ruptura da conectividade hidrológica, outros fatores que podem ter favorecido a prevalência do GFBM V foram a presença de tecas, principalmente nas euglenófitas *Trachelomonas* spp. e *Strombomonas* spp., que auxiliam na proteção contra choques mecânicos provocados pela turbulência (Reynolds et al., 2002), e a troca de inóculos entre água e sedimento, comum em ambientes rasos (Borics et al., 2012; Stomp et al., 2011).

A distribuição dos GFBMs observada no eixo rio-reservatório deixou claros alguns padrões. A maioria dos grupos (I, III, IV, VII, VIII) são beneficiados com as condições lânticas do reservatório (e. g. maior luminosidade e estabilidade na coluna de água), enquanto que os grupos II, V e VI parecem ter sido prejudicados com tais condições. No caso do GFBM VI, são diatomáceas, organismos com frústulas (exoesqueleto de sílica) que, apesar de conferirem proteção contra herbivoria e infecções virais (Brasil e Huszar, 2011), acarretam uma maior taxa de sedimentação, intensificada pela menor razão S:V; isso causa uma maior dependência do regime de mistura para tais organismos obterem a radiação luminosa necessária à fotossíntese (Reynolds et al., 2014).

É notório também o baixo biovolume de todos os GFBMs registrado nos pontos mais a jusante (P7 e P8), justamente onde ocorreram maiores vazões, o que corrobora ainda mais a influência negativa do fluxo na coluna de água, que deixa a comunidade fitoplanctônica muito instável (Malone et al., 1988; Pacheco et al., 2015).

Essas maiores vazões ocorreram por conta do afluente Riachão, que desemboca no rio Guaribas a montante do ponto P7. Esse padrão, em que o volume de plâncton é maior no reservatório e em seguida (após o ponto P6) diminui bruscamente, condiz com o esperado conforme a teoria original do SDC (Ward e Stanford, 1983).

O fato de o biovolume não ter sido diferenciado entre as regiões de transição e lacustre do reservatório pode ter ocorrido em função da floração de *Cylindrospermopsis raciborskii*, que foi favorecida em toda a extensão do reservatório.

Por fim, a ausência de um gradiente temporal evidenciável neste estudo pode ter sido produto da grande influência espacial que predominou na maioria dos resultados, aliada à irregularidade pluviométrica ao longo dos meses de coleta. Os baixos índices pluviométricos (abaixo da média) ocorridos durante o período de estudo podem ter sido insuficientes para provocar mudanças hidrológicas perceptíveis nas análises empregadas e redução no biovolume fitoplanctônico.

2.5 CONCLUSÕES

As hipóteses foram parcialmente aceitas, uma vez que foram registradas diferenças no biovolume entre as regiões lóxicas e a região lacustre, porém maiores valores foram observados tanto na região lacustre como na intermediária, bem como foram registradas diferenças na composição do fitoplâncton entre as regiões; no entanto, não ocorreram diferenças entre os meses com chuva e os sem chuva.

Os padrões de abundância do fitoplâncton bem peculiares observados, podem estar ligados às características climáticas locais do semiárido.

O modelo teórico da Descontinuidade Serial, como qualquer modelo ecológico, baseia-se em um ambiente idealizado, livre de interferência, porém que, em menor ou maior grau, diverge dos padrões encontrados na natureza. O rio Guaribas, mesmo localizado em uma região onde ainda há o agravante do rigor climático, apresentou alguns resultados condizentes com o esperado pelo modelo. Este estudo se caracterizou como uma oportunidade de cooperar com outros estudos já realizados, ao redor do mundo, sob essa perspectiva.

Espera-se que, apesar da necessidade de mais estudos semelhantes a este em outros rios do semiárido, e em outros períodos amostrais, os resultados apresentados aqui sirvam como contribuição a possíveis futuras ampliações do modelo de Descontinuidade Serial.

REFERÊNCIAS

- 3º BEC, 2015. 3º Batalhão de Engenharia de Construção de Picos PI. Seção Técnica. Acervos de Obras. Dados da barragem de Bocaina /características e valores, <http://www.3bec.eb.mil.br/acervo_de_obras.htm>. Acesso em novembro 2015.
- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., Gonçalves, J.L.M., Sparovek, G., 2014. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorol. Z.* 22(6), 711-728.
- Alves-de-Souza, C., Menezes, M., Huszar, V., 2006. Phytoplankton composition and functional groups in a tropical humid coastal lagoon, Brazil. *Acta Bot. Brasilica* 20(3), 701–708.
- APHA, 1999. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20.ed. Washington DC: American Public Health Association.
- Araújo, F.G., Pinto, B.C.T., Teixeira, T.P., 2009. Longitudinal patterns of fish assemblages in a large tropical river in southeastern Brazil: evaluating environmental influences and some concepts in river Ecology. *Hydrobiologia* 618, 89-107.
- Arthington, A.H., Bernardo, J.M., Ilhéu M., 2014. Temporary rivers: linking ecohydrology, ecological quality and reconciliation Ecology. *River Res. Appl.* 30, 1209–1215.
- Baumgarten, M.G.Z., Rocha, J.M.B., Niencheski, L.F.H., 1996. Manual de análises em oceanografia química. Rio Grande: FURG. 132p.
- BDMEP, 2016. Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa. INMET, <<http://www.inmet.gov.br/projetos/rede/pesquisa/>>. Acesso em março 2016.
- Bicudo, C.E.M., Menezes, M., 2006. Gêneros de algas de águas continentais do Brasil. 2.ed. São Carlos: Rima. 502p.
- Bonilla, S., Aubriot, L., Soares, M.C.S., González-Piana, M., Fabre, A., Huszar, V.L.M., Lürling, M., Antoniadis, D., Padisák, J., Kruk, C., 2012. What drives the distribution of the bloom forming cyanobacteria *Planktothrix agardhii* and *Cylindrospermopsis raciborskii*? *Microbiol. Lett.* 79(3), 594-607.
- Borics, G., Tóthmérész, B., Lukács, B.A., Várbíró, G., 2012. Functional groups of phytoplankton shaping diversity of shallow lake ecosystems. *Hydrobiologia* 698(1), 251–262.
- Brasil, J., Huszar, V.L.M., 2011. O papel dos traços funcionais na ecologia do fitoplâncton continental. *Oecol. Aust.* 15(4) 799-834.
- Cardoso, A.S., Silva-Filho, S.M.P., Alves, A.E., Rocha, C.M.C., Cunha, M.C.C., 2013. Fitoplâncton como bioindicador de eventos extremos na bacia do rio Una, Pernambuco, Brasil. *Rev. Bras. Geogr. Fis.* 6(4) 697-710.
- Chellappa, N.T., Borba, J.M., Rocha, O. 2008. Phytoplankton community and physical-chemical characteristics of water in the public reservoir of Cruzeta, RN, Brazil. *Braz. J. Biol.* 68(3), 477-494.
- Cole, G.A., 1994. Textbook of Limnology. 4.ed. Long Grove: Waveland Press Inc. 412p.
- Cunha, D.G.F., Calijuri, M.C., Lamparelli, M.C., 2013. A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSIts). *Ecol. Eng.* 60, 126-134.
- Danilov, R.A., Ekelund, N.G.A., 2001. Phytoplankton communities at different depths in two eutrophic and tow oligotrophic temperate lakes at higher latitude during the period of ice cover. *Acta Protozool.* 40, 197-201.
- Datry, T., Fritz, K., Leigh, C., 2016. Challenges, developments and perspectives in intermittent river Ecology. *Freshwater Biol.* 61, 1171-1180.
- Datry, T., Larned, S.T., Tockner, K., 2014. Intermittent rivers: a challenge for freshwater Ecology. *BioScience* 64(3), 229-235.

- Doi, H., 2009. Spatial patterns of autochthonous and allochthonous resources in aquatic food webs. *Popul. Ecol.* 51, 57-64.
- Döll, P., Schmied, H.M., 2012. How is the impact of climate change on river flow regimes related to the impact on mean annual runoff? A global-scale analysis. *Environ. Res. Lett.* 7, 014037.
- Dray, S., Dufour, A.B., 2007. The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists. *J. Stat. Softw.* 22(4), 1-20.
- Fonseca, B.M., Ferragut, C., Tucci, A., Crossetti, L.O., Ferrari, F., Bicudo, D.C., Sant'Anna, C.L., Bicudo, C.E.M., 2014. Biovolume de cianobactérias e algas de reservatórios tropicais do Brasil com diferentes estados tróficos. *Hoehnea* 41(1), 9-30.
- Gallina, N., Anneville, O., Beniston, M., 2011. Impacts of extreme air temperatures on cyanobacteria in five deep peri-Alpine lakes. *J. Limnol.* 70(2), 186-196.
- Ganai, A.H., Parveen, S., 2014. Effect of physico-chemical conditions on the structure and composition of the phytoplankton community in Wular Lake at Lankrishpora, Kashmir. *International Journal of Biodivers. Conserv.* 6(1), 71-84.
- Garnier, E., Navas, M.L., 2012. A trait-based approach to comparative functional plant Ecology: Concepts, methods and applications for agroEcology. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 32, 365-399.
- Golterman, H.L., Clymo, R.S., Ohnstad, M.A.M., 1978. *Methods for Physical and Chemical Analysis of Fresh Water*. Oxford: Blackwell Scientific Publications. 213p.
- Hillebrand, H., Dürselen, C.D., Kirschtel, D., Pollinger, U., Zohary, T., 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *J. Phycol.* 35, 403-424.
- Huszar, V.L.M., Silva, L.H.S., Marinho, M., Domingos, P., Sant'Anna, C.L., 2000. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. *Hydrobiologia* 424, 67-77.
- IBGE, 2009. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, <www.ibge.gov.br>. Acesso em fevereiro 2016.
- IBGE, 2011. Malha municipal digital do Brasil com atualização no ano de 2005, <<http://www.ibge.gov.br/lojavirtual/fichatecnica.php?codigoproducto=8893>>. Acesso em julho 2011.
- INPE, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2014. Imagens de satélite CBERS e RES2. <<http://www.inpe.br>>. Acesso em dezembro de 2014.
- Jensen, J.P., Jeppesen, E., Orlík, K., Kristensen, P., 1994. Impact of nutrients and physical factors on the shift from cyanobacterial to chlorophyte. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51, 1692-1699.
- Kembel, S.W., Cowan, P.D., Helmus, M.R., Cornwell, W.K., Morlon, H., Ackerly, D.D., Blomberg, S.P., Webb, C.O., 2010. Picante: R tools for integrating phylogenies and Ecology. *Bioinformatics* 26(11), 1463-1464.
- Kerimoglu, O., Straile, D., Peeters, F., 2012. Role of phytoplankton cell size on the competition for nutrients and light in incompletely mixed systems. *J. Theor. Biol.* 300, 330-343.
- Kehoe, M., O'Brien, K.R., Grinham, A., Burford, M.A., 2015. Primary production of lake phytoplankton, dominated by the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*, in response to irradiance and temperature. *Inland Waters* 5, 93-100.
- Kimmel, B., Lind, O., Paulson, L., 1990. Reservoir primary production. In: Thornton, K., Kimmel, B., Payne, F. (Eds.), *Reservoir Limnology: Ecological perspectives*. New Jersey: John Wiley & Sons, 133-193.
- Komárek, J., Anagnostidis, K., 1989. Modern approach to the classification system of Cyanophytes. 4 – Nostocales. *Algol. Stud.* 56, 247-345.

- Komárek, J., Anagnostidis, K., 1998. Cyanoprokaryota. In: Ettl, H., Gärtner, G., Heynig, H., Möllenhauer, D. (Eds.), Sübwasserflora von Mitteleuropa. Jena: Gustav Fischer Verlag, cap. 1, 1-548.
- Komárek, J., Anagnostidis, K., 2005. Cyanoprokaryota. In: Büdel, B., Gärtner, G., Krienitz, L., Schagerl, M. (Eds.), Sübwasserflora von Mitteleuropa. München: Elsevier GmbH, cap. 2, 1-759
- Koroleff, K.J.H., 1976. Determination of ammonia. In: Grasshoff, E., Kremling, E. (Eds.), Methods of seawater analysis. Nova Iorque: Verlag Chemie Wheinhein.
- Kruk, C., Huszar, V.L.M., Peeters, E.T.H.M., Bonilla, S., Costa, L., Lüring, M., Reynolds, C.S., Scheffer, M., 2010. A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshwater Biol.* 55, 614-627.
- Kruk, C., Peeters, E.T.H.M., Van-Nes, E.H., Huszar, V.L.M., Costa, L.S., Scheffer, M., 2011. Phytoplankton community composition can be predicted best in terms of morphological groups. *Limnol. Oceanogr.* 56(1) 110-118.
- Kruk, C., Segura, A.M., 2012. The habitat template of phytoplankton morphology-based functional groups. *Hydrobiologia* 698, 191-202.
- Leigh, C., Boulton, A.J., Courtwright, J.L., Fritz, K., May, C.L., Walker, R.H., Datry, T., 2016. Ecological research and management of intermittent rivers: an historical review and future directions. *Freshwater Biol.* 61, 1181-1199.
- Lind, T., Terrell, T.T., Kimmel, B.L., 1993. Problems in reservoir trophic-state classification and implications for reservoir management. In: Straskraba, M., Tundisi, J.G., Duncan, A. (Eds.), Comparative reservoir Limnology and wáter quality management. Dordrech: Springer Science / Business Media B.V., 57-67.
- Lins, R.P.M., Barbosa, L.G., Minillo, A., De-Caballos, B.S.O., 2016. Cyanobacteria in a eutrophicated reservoir in a semi-arid region in Brazil: dominance and microcystin events of blooms. *Braz. J. Bot.* 39(2), 583-591.
- Litchman, E., Pinto, P.T., Klausmeier, C.A., Thomas, M.K., Yoshiyama, K., 2010. Linking traits to species diversity and community structure in phytoplankton. *Hydrobiologia* 653, 15-28.
- Loladze, I., Elser, J.J., 2011. The origins of the Redfield nitrogen-to-phosphorus ratio are in a homeostatic protein-to-rRNA ratio. *Ecol. Lett.* 14, 244-250.
- Lund, J.W.G., Kipling, C., Le-Cren, E.D., 1958. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia* 11, 143-170.
- Mackereth, F.Y.H., Heron, J., Talling, J.F., 1978. Water analysis: some revised methods for limnologists. *FBA Sci. Pub.* 36, 1-120.
- Malone, T.C., Crocker, L.H., Pike, S.E., Wendler, B.W., 1988. Influences of river flow on the dynamics of phytoplankton production in a partially stratified estuary. *Mar. Ecol. - Prog. Ser.* 48, 235-249.
- Margalef, R., 1978. Life-forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environment. *Oceanol. Acta* 1(4), 493-509.
- Margalef, R., 1983. *Limnologia*. Barcelona: Omega. 1010p.
- Mateucci, S.D., Colma, A., 1982. Metodología para el estudio de la vegetación. Coleccion de Monografías Científicas, Série Biología. Washington: Secretaria General de la Organización de los Estados Americanos. 169p.
- McCutcheon, S.C., Martin, J.L., Barnwell-Jr, T.O., 1993. Water Quality. In: Maidment, D.R. (Ed.), *Handbook of Hydrology*. Nova Iorque: McGraw-Hill.
- Moura, A.N., Bittencourt-Oliveira, M.C., Chia, M.A., Severiano, J.S., 2015. Co-occurrence of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenaya & Subba Raju and *Microcystis*

- panniformis Komárek et al. in Mundaú reservoir, a semiarid Brazilian ecosystem. *Acta Limnol. Bras.* 27(3), 322-329.
- Naselli-Flores, L., 2003. Man-made lakes in Mediterranean semi-arid climate: the strange case of Dr Deep Lake and Mr Shallow Lake. *Hydrobiologia* 506-509, 13-21.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Wagner, H., 2007. Package vegan: Community Ecology Package. v.2.3-3.
- Osler, T.J., 2006. Archimedes' quadrature of the parabola: a mechanical view. *Coll. Math. J.* 37(1), 24-28.
- Pacheco, F.S., Soares, M.C.S., Assireu, A.T., Curtarelli, M.P., Roland, F., Abril, G., Stech, J.L., Alvalá, P.C., Ometto, J.P., 2015. The effects of river inflow and retention time on the spatial heterogeneity of chlorophyll and water-air CO₂ fluxes in a tropical hydropower reservoir. *BiogeoSciences* 12, 147-162.
- Paerl, H.W., Hall, N.S., Calandrino, E.S., 2011. Controlling harmful cyanobacterial blooms in a world experiencing anthropogenic and climatic-induced change. *Sci. Total Environ.* 409(10), 1739-1745.
- Padisák, J., Barbosa, F., Koschel, R., Krienitz, L., 2003. Deep layer cyanoprokaryota maxima in temperate and tropical lakes. *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.* 58, p.175-199.
- Peel, M.C., Finlayson, B.L., McMahon, T.A., 2007. Updated world map of the Köpper-Geiger climate classification. *Hydrol. Earth Syst. Sc.* 11, 1633-1644.
- Petts, G.E., 2000. A perspective on the abiotic processes sustaining the ecological integrity of running waters. *Hydrobiologia* 422/423, 15-27.
- PIAUÍ, 2010. Plano Estadual de Recursos Hídricos do Estado do Piauí: relatório síntese. Teresina: SEMAR. 197p.
- R Development Core Equipe, 2006. R: A Language and Environment for Statistical Computing, Vienna: R Foundation for Statistical Computing.
- Reviere, B., 2006. *Biologia e filogenia das algas*. Porto Alegre: Artmed. 280p.
- Reynolds C.S., 1980. Phytoplankton associations and their periodicity in stratifying lake systems. *Holarctic Ecol.* 3, 141-159.
- Reynolds, C.S., 1998. What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status? *Hydrobiologia* 369/370, 11-26.
- Reynolds, C.S., 1999. Non-determinism to Probability, or N:P in the community Ecology of phytoplankton. *Arch. Hydrobiol.* 146(1), 23-35.
- Reynolds, C.S., Elliott, J.A., Frassl, M.A., 2014. Predictive utility of trait-separated phytoplankton groups: A robust approach to modeling population dynamics. *J. Great Lakes Res.* 40(3), 143-150.
- Reynolds, C.S., Huszar, V., Kruk, C., Naselli-Flores, L., Melo, S., 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *J. Plankton Res.* 24, 417-428.
- Rolls, R.J., Heino, J., Chessman, B.C., 2016. Unravelling the joint effects of flow regime, climatic variability and dispersal mode on beta diversity of riverine communities. *Freshwater Biol.* 61, 1350-1364.
- Sant'Anna, C.L., Azevedo, M.T.P., Agujaro, L.F., Carvalho, M.C., Carvalho, L.R., Souza, R.C.R., 2006. Manual ilustrado para identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras. Rio de Janeiro: Interciência. 58p.
- Schleinger, W.H., Reynolds, J.F., Cunningham, G.L., Huennke, L.F., Jarrell, W.M., Virginia, R.A., Whitford, W.G., 1990. Biological feedbacks in global desertification. *Science* 247, 1043-1048.

- Shimoda, Y., Azim, M.E., Perhar, G., Ramin, M., Kenney, M.A., Sadraddini, S., Gudimov, A., Arhonditsis, G.B., 2011. Our current understanding of lake ecosystem response to climate change: what have we really learned from the north temperate deep lakes? *J. Great Lakes Res.* 37, 173-193.
- Silva, R.M.A., 2007. Entre o combate à seca e a convivência com o semi-árido: políticas públicas e transição paradigmática. *Ver. Econ. Nordeste* 38(3), 466-485.
- Silva, W.J., Felisberto, S.A., Fonseca, C.P., Souza, M.G.M., 2010. Serial Discontinuity along the Descoberto River Basin, Central Brazil. *Acta Limnol. Bras.* 22(3), 344-355.
- Siqueira, R.M.B., Henry-Silva, G.G., 2011. A bacia hidrográfica como unidade de estudo e o funcionamento dos ecossistemas fluviais. *Bol. ABLimno* 39(2), 1-15.
- Sousa, M.V.H., Elias, J.L., 2011. A cidade em perspectiva: As mudanças espaciais e urbanísticas na cidade de Picos PI no período de 1960 – 1980. In: *Anais... VI Simpósio Nacional de História Cultural Escritas da História: Ver-Sentir-Narrar da Universidade Federal do Piauí*. Teresina: UFPI.
- Sreekantha, [N], Gururaja, K.V., Ramachandra, T.V., 2008. Nestedness pattern in freshwater fishes of the Western Ghats: an indication of stream islands along riverscapes. *Curr. Sci.* 95, 1707-1714.
- Stomp, M., Huisman, J., Mittelbach, G.G., Litchman, E., Klausmeier, C.A., 2011. Large-scale biodiversity patterns in freshwater phytoplankton. *Ecology* 92(11), 2096–2107.
- Sun, J., Liu, D., 2003. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *J. Plankton Res.* 25(11), 1331-1346.
- Teixeira, C., Tundisi, J.G., Kutner, M.B., 1965. Plankton studies in a mangrove II: The standing-stock and some ecological factors. *Bol. Inst. Oceanogr.* 24, 23-41.
- Thornton, K.W., Kimmel, B.L., Payne, F.E. (Eds.), 1990. *Reservoir limnology: ecological perspectives*. New Jersey: John Wiley & Sons. 246p.
- Tundisi, J.G., Matsumura-Tundisi, T., Tundisi, J.E.M., 2015. Environmental impact assessment of reservoir construction: new perspectives for restoration economy, and development: the Belo Monte Power Plant case study. *Braz. J. Biol.* 75(3), 10-15.
- Unesco, 1966. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. *Determination of photosynthetic pigments in seawater*. Paris: UNESCO. 69p.
- Utermöhl, H., 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen phytoplankton. *Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.* 9, 1-38.
- Valadez, F., Rosiles-González, G., Carmona, J., 2010. Euglenophytes from Lake Chignahuapan, Mexico. *Cryptogamie Algol.* 31(3), 305–319.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., Cushing, C.E., 1980. The River Continuum Concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37, 130-328.
- Ward, J.V., Stanford, J.A., 1983. The Serial Discontinuity Concept of lotic ecosystems. In: Fontaine, T.D., Barthell, S.M. (Eds.), *Dynamics of lotic Ecosystems*. Michigan: Ann Arbor Science, 29-42.
- Ward, J.V., Stanford, J.A., 1995. The Serial Discontinuity Concept: extending the model to floodplain rivers. *Regul. River.* 10, 159-168.
- Ward, J.V., Tockner, K., Arscott, D.B., Claret, C., 2002. Riverine landscape diversity. *Freshwater Biol.* 47, 517-539.

APÊNDICE – Tabela das frequências de ocorrência dos táxons

Apêndice – Táxons encontrados, conforme os grupos morfológicos funcionais (GFBMs) aos quais pertencem, GTAX (grupo taxonômico: BAC, Bacillariophyceae; CYA, Cyanobacteria; CHL, Chlorophyceae; EUG, Euglenophyceae; CRP, Cryptophyceae; XAN, Xanthophyceae; ZYG, Zygnemaphyceae; DIN, Dinophyceae; CRS, Crysophyceae), %AM (percentagem de amostras nas quais ocorreram em cada região), regiões (LM, lótica a montante; TR, transição; L, lacustre; e LJ, lótica a jusante) e a frequência (FQ) de ocorrência nas amostras (E, esporádico, PF, pouco frequente, F, frequente, e MF, muito frequente).

GFBM / TÁXON	GTAX	%AM				FQ
		LM	TR	L	LJ	
GFBM I - Organismos pequenos com alta razão S:V						
<i>Cyanoduction imperfectum</i> Cronb. e Weibull	CYA	25	83	83	0	PF
<i>Didymocystis bicellularis</i> (Chod.) Kom.	CHL	58	33	42	22	PF
<i>Monoraphidium circinale</i> Nyg.	CHL	17	67	92	22	PF
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thur.) Kom.-Legn.	CHL	58	83	67	28	F
<i>Monoraphidium minutum</i> (Näg.) Kom.-Legn.	CHL	67	50	75	6	PF
<i>Romeria gracilis</i> (Koczw.) Koczw. in Geitl.	CYA	8	0	0	6	E
<i>Scenedesmus ellipticus</i> Cor.	CHL	17	0	0	33	E
<i>Synechocystis aquatilis</i> Sauv.	CYA	8	83	83	6	PF
GFBM II – Pequenos flagelados com exoesqueleto de sílica						
<i>Dinobryon</i> sp.	CRS	17	0	0	0	E
<i>Mallomonas</i> sp.	CRS	67	0	0	0	E
GFBM III – Grandes filamentos com aerótopos e sem heterócitos						
<i>Limnothrix rosea</i> (Uterm.) Meffert	CYA	0	0	0	28	E
<i>Planktothrix agardhii</i> (Gom.) Anag. e Kom.	CYA	0	50	83	0	PF
<i>Planktothrix isothrix</i> (Skuja) Kom. e Kom.	CYA	25	100	83	22	PF
GFBM IV - Organismos de tamanho médio sem traços funcionais						
<i>Ankistrodesmus gracilis</i> (Reins.) Kors.	CHL	17	0	0	0	E
<i>Chroococcus</i> cf. <i>varius</i> A. Braun em Rabenh.	CYA	25	83	67	11	PF
<i>Closterium acutum</i> var. <i>linea</i> (Perty) W. e G.S. West	ZYG	0	0	0	11	E
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i> (Lemm.) Krieg.	ZYG	0	0	0	6	E
<i>Closterium praelongum</i> Bréb.	ZYG	0	0	0	6	E
<i>Coelastrum astroideum</i> De Notaris	CHL	8	0	0	11	E
<i>Coelastrum microporum</i> Næg.	CHL	0	0	0	11	E
<i>Coelastrum pseudomicroporum</i> Kors.	CHL	17	33	67	11	PF
<i>Coelastrum reticulatum</i> (P.A. Dang.) Senn	CHL	8	0	0	0	E
<i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirch.) W. e G. S. West	CHL	42	17	25	0	E
<i>Crucigeniella</i> cf. <i>saguei</i> Kom.	CHL	25	100	100	6	PF
<i>Crucigeniella rectangularis</i> (Näg.) Kom.	CHL	17	0	0	6	E
<i>Desmodesmus armatus</i> (Chod.) Hegew.	CHL	17	0	0	11	E
<i>Desmodesmus communis</i> (Hegew.) Hegew.	CHL	58	83	75	0	PF
<i>Desmodesmus intermedius</i> var. <i>intermedius</i> (Chod.) Hegew.	CHL	8	0	0	0	E
<i>Desmodesmus spinosus</i> (Chod.) Hegew.	CHL	8	0	0	6	E
<i>Desmodesmus spinulatus</i> (Biswas) Hegew.	CHL	8	0	0	22	E
<i>Diacanthos belenophorus</i> Kors.	CHL	8	0	0	0	E
<i>Geitlerinema amphibium</i> (Agardh ex Gom.) Anag.	CYA	67	0	0	61	PF
<i>Geitlerinema splendidum</i> (Grev. ex Gom.) Anag.	CYA	0	0	0	6	E
<i>Goniochloris fallax</i> Fott	XAN	8	0	0	0	E
<i>Goniochloris spinosa</i> Pasch.	XAN	0	17	8	0	E
<i>Hyalotheca mucosa</i> Ralfs	ZYG	0	0	0	6	E
<i>Jaaginema</i> cf. <i>unigranulatum</i> (Biswas) Anag.	CYA	0	0	0	17	E
<i>Lagerheimia balatonica</i> (Scherff.) Hind.	CHL	8	0	0	11	E
<i>Monactinus simplex</i> (Mey.) Cor.	CHL	0	17	0	0	E
<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Kors.) Hind.	CHL	8	33	33	11	E
<i>Monoraphidium irregulare</i> (G. M. Sm.) Kom.-Legn.	CHL	0	17	25	0	E
<i>Monoraphidium komarkovae</i> Nyg.	CHL	75	17	33	6	PF

GFBM / TÁXON	GTAX	%AM				FQ
		LM	TR	L	LJ	
<i>Monoraphidium tortile</i> (W. e G.S. West) Kom.-Legn.	CHL	25	83	83	39	F
<i>Mougeotia</i> sp.	ZYG	8	0	0	6	E
<i>Oscillatoria</i> sp.	CYA	0	0	0	6	E
<i>Planktolyngbya capillaris</i> (Hind.) Anag. e Kom.	CYA	25	83	92	0	PF
<i>Planktolyngbya limnetica</i> (Lemm.) Kom.-Legn. e Cronb.	CYA	75	100	100	89	MF
<i>Pseudanabaena catenata</i> Lauterb.	CYA	0	100	100	28	PF
<i>Pseudanabaena limnetica</i> (Lemm.) Kom.	CYA	8	17	33	11	E
<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerh.) Chod.	CHL	33	67	58	0	PF
<i>Scenedesmus acutus</i> Mey.	CHL	8	0	8	0	E
<i>Scenedesmus obliquus</i> var. <i>dimorphus</i> (Turp.) Hansg.	CHL	0	0	0	6	E
<i>Scenedesmus smithii</i> Chod.	CHL	17	0	0	0	E
<i>Schroederia setigera</i> (Schröd.) Lemm.	CHL	0	33	33	0	E
<i>Spirulina corakiana</i> Playf.	CYA	0	0	0	6	E
<i>Staurastrum</i> sp.	ZYG	17	0	0	0	E
<i>Tetraedron caudatum</i> (Cor.) Hansg.	CHL	0	33	50	6	E
<i>Tetraedron minimum</i> (A. Br.) Hansg.	CHL	8	50	33	6	E
<i>Tetraedron triangulare</i> Kors.	CHL	0	0	8	0	E
<i>Tetrastrum heteracanthum</i> (Nordst.) Chod.	CHL	8	17	0	0	E
<i>Treubaria schmidlei</i> (Schröd.) Fott e Kov.	CHL	33	0	0	0	E
Cloroficea não-identificada	CHL	17	0	0	0	E

GFBM V - Flagelados unicelulares de tamanho médio a grande

<i>Carteria</i> sp.	CHL	17	0	0	22	E
<i>Chlamydomonas</i> sp.	CHL	92	83	67	78	MF
<i>Chlorogonium</i> sp.	CHL	8	0	0	17	E
<i>Chroomonas</i> cf. <i>acuta</i> Uterm.	CRP	83	33	50	28	PF
<i>Cryptomonas curvata</i> Ehr.	CRP	17	0	0	0	E
<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuj.	CRP	92	100	100	67	MF
<i>Cryptomonas</i> sp.	CRP	17	0	0	11	E
<i>Eudorina elegans</i> Ehr.	CHL	0	0	0	6	E
<i>Euglena acus</i> (Müller) Ehr.	EUG	67	0	0	17	PF
<i>Euglena</i> cf. <i>tuberculata</i> Swir.	EUG	33	0	0	17	E
<i>Euglena spirogyra</i> var. <i>spirogyra</i> Ehr.	EUG	8	0	0	0	E
<i>Euglena tripteris</i> var. <i>tripteris</i> (Dujardin) Klebs	EUG	83	0	8	17	PF
<i>Euglena</i> sp1	EUG	33	0	0	0	E
<i>Euglena</i> sp2	EUG	8	0	0	0	E
<i>Euglena</i> sp3	EUG	17	0	0	0	E
<i>Gonium pectorale</i> O.F. Müller	CHL	8	0	0	0	E
<i>Lepocinclis caudata</i> var. <i>caudata</i> (Cunha) Pasch.	EUG	33	0	0	6	E
<i>Lepocinclis heterochila</i> Kuff.	EUG	33	33	25	39	PF
<i>Lepocinclis ovum</i> var. <i>angustata</i> (Deff.) Conr.	EUG	58	0	0	33	PF
<i>Lepocinclis ovum</i> var. <i>globula</i> (Perty) Lemm.	EUG	33	17	8	17	E
<i>Lepocinclis ovum</i> var. <i>major</i> Kuff.	EUG	17	0	0	6	E
<i>Monomorpha pyrum</i> (Ehr.) Mereschk.	EUG	50	0	17	11	PF
<i>Peridinium</i> sp.	DIN	67	83	92	6	F
<i>Phacus agilis</i> var. <i>okobojiensis</i> All. e Jahn	EUG	8	0	0	11	E
<i>Phacus longicauda</i> (Ehr.) Duj.	EUG	33	17	0	6	E
<i>Phacus orbicularis</i> Hübn.	EUG	75	0	0	22	PF
<i>Phacus polytrophos</i> Poch.	EUG	33	0	0	17	E
<i>Phacus tortus</i> (Lemm.) Skvort.	EUG	8	0	0	0	E
<i>Pteromonas</i> sp.	CHL	42	0	0	0	E
<i>Sphaerellopsis</i> sp.	CHL	67	0	0	11	PF
<i>Strombomonas eurystoma</i> var. <i>eurystoma</i> (Stein) Pop.	EUG	50	0	0	6	E
<i>Strombomonas fluviatilis</i> var. <i>fluviatilis</i> (Lemm.) Defl.	EUG	0	0	0	6	E
<i>Strombomonas gibberosa</i> var. <i>longicollis</i> (Playf.) Defl.	EUG	42	0	0	0	E
<i>Strombomonas girardiana</i> var. <i>girardiana</i> (Playf.) Defl.	EUG	17	0	0	0	E
<i>Strombomonas girardiana</i> var. <i>triondulata</i> Tell e Zaloc.	EUG	8	0	0	0	E
<i>Strombomonas lanceolata</i> (Palyf.) Defl.	EUG	75	17	0	0	PF
<i>Strombomonas ovalis</i> (Palyf.) Defl.	EUG	42	0	0	0	E

GFBM / TÁXON	GTAX	%AM				FQ
		LM	TR	L	LJ	
<i>Strombomonas rotunda</i> (Palyf.) Defl.	EUG	50	0	0	0	E
<i>Strombomonas triquetra</i> (Palyf.) Defl.	EUG	17	0	0	0	E
<i>Strombomonas verrucosa</i> (Daday) Defl.	EUG	8	0	0	0	E
<i>Trachelomonas hispida</i> var. <i>punctata</i> Lemm.	EUG	33	33	17	6	E
<i>Trachelomonas abrupta</i> var. <i>minor</i> Defl.	EUG	42	0	0	0	E
<i>Trachelomonas armata</i> (Ehr.) Stein.	EUG	17	83	42	6	PF
<i>Trachelomonas bernardinensis</i> Visch.	EUG	25	0	0	0	E
<i>Trachelomonas caudata</i> (Ehr.) Stein.	EUG	0	17	8	0	E
<i>Trachelomonas crebea</i> var. <i>crebea</i> fa. <i>crebea</i> Kell.	EUG	33	0	0	6	E
<i>Trachelomonas curta</i> Cunha emend. Defl. var. <i>minima</i> Tell e Zaloc.	EUG	92	33	33	22	PF
<i>Trachelomonas intermedia</i> var. <i>minor</i> Tell	EUG	42	0	0	0	E
<i>Trachelomonas similis</i> Stok.	EUG	8	0	0	6	E
<i>Trachelomonas sydneyensis</i> Playf.	EUG	0	0	0	6	E
<i>Trachelomonas volvocina</i> var. <i>volvocina</i> (Ehr.) Ehr.	EUG	33	0	0	6	E
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> Svir.	EUG	83	0	0	22	PF
Cryptophyceae não identificada	CRP	33	17	8	17	E
Dinofíceas não identificada	DIN	0	33	8	0	E

GFBM VI - Não-flagelados com exoesqueleto de sílica

<i>Achnanthidium exiguum</i> (Grun.) Czarn.	BAC	8	0	0	44	E
<i>Amphora</i> cf. <i>costata</i> W. Sm.	BAC	17	0	8	33	E
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Sim. var. <i>angustissima</i> (O. Müller) Sim.	BAC	8	17	17	0	E
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Sim. var. <i>granulata</i>	BAC	0	50	33	6	E
<i>Cocconeis</i> cf. <i>placentula</i> Ehr.	BAC	33	0	0	50	PF
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kütz.	BAC	8	50	75	33	PF
<i>Discostella stelligera</i> (Cleve e Grun.) Holk e Klee	BAC	50	83	92	39	F
<i>Eunotia implicata</i> Nörpel, Lang.-Bert. e Alles	BAC	17	0	0	22	E
<i>Fragilaria virescens</i> Ralfs	BAC	8	17	0	28	E
<i>Gomphonema brasiliense</i> Grun.	BAC	0	0	17	0	E
<i>Gomphonema gracile</i> Ehr.	BAC	17	0	0	39	E
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kütz.) Kütz.	BAC	8	0	0	6	E
<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kütz.) Rabenh.	BAC	0	0	0	6	E
<i>Navicula capitatoradiata</i> Germ.	BAC	0	0	0	11	E
<i>Navicula</i> cf. <i>cryptotenella</i> Lang.-Bert.	BAC	42	17	17	67	PF
<i>Navicula pupula</i> Kütz.	BAC	8	0	0	33	E
<i>Nitzschia brevissima</i> var. <i>brevissima</i> Grun. em Van Heurck et al	BAC	33	0	0	0	E
<i>Nitzschia clausii</i> Hantz.	BAC	8	0	0	0	E
<i>Nitzschia palea</i> (Kütz.) W. Sm.	BAC	50	67	50	72	F
<i>Nitzschia reversa</i> W. Sm.	BAC	17	0	0	0	E
<i>Nitzschia umbonata</i> (Ehr.) Lang.-Bert.	BAC	8	0	17	0	E
<i>Nitzschia</i> sp.	BAC	17	0	0	17	E
<i>Pinnularia divergens</i> var. <i>media</i> Kram.	BAC	8	0	0	17	E
<i>Pinnularia divergens</i> var. <i>mesoleptiformis</i> Kram. e Metz.	BAC	17	0	0	22	E
<i>Pinnularia</i> sp1	BAC	0	0	8	0	E
<i>Pinnularia</i> sp2	BAC	0	17	8	0	E
<i>Stenopterobia anceps</i> (Lewis) Bréb. ex Van Heurck	BAC	8	0	0	6	E
<i>Surirella</i> sp.	BAC	0	0	0	11	E
<i>Tryblionella victoriae</i> Grun.	BAC	8	0	0	0	E
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitz.) Comp. em Jahn et al	BAC	0	0	0	11	E

GFBM VII - Grandes colônias com mucilagem

<i>Aphanocapsa delicatissima</i> W. e G. S. West	CYA	25	100	67	0	PF
<i>Botryococcus</i> cf. <i>braunii</i> Kütz.	CHL	0	67	100	11	PF
<i>Coelomoron pusillum</i> (Goor) Kom.	CYA	25	33	17	11	E
<i>Coelosphaerium limnicola</i> Lund	CYA	0	67	58	6	PF
<i>Cyanogranis ferruginea</i> (Wawrik) Hind.	CYA	58	67	75	39	F
<i>Eutetramorus fottii</i> (Hind.) Kom. sensu Kom.	CHL	25	50	75	0	PF

GFBM / TÁXON	GTAX	%AM				FQ
		LM	TR	L	LJ	
<i>Gomphosphaeria natans</i> Kom. e Hind.	CYA	8	0	8	0	E
<i>Kirshneriella microscopica</i> Nyg.	CHL	8	0	0	0	E
<i>Lemmermanniella pallida</i> (Lemm.) Geitl.	CYA	17	50	50	6	PF
<i>Merismopedia danubiana</i> Hortob.	CYA	25	17	25	0	E
<i>Merismopedia glauca</i> (Ehr.) Kütz.	CYA	8	0	0	0	E
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemm.	CYA	42	67	42	22	PF
<i>Nephrochlamys</i> sp.	CHL	33	50	42	6	PF
<i>Oocystis lacustris</i> Chod.	CHL	25	17	25	0	E
<i>Snowella atomus</i> Kom. e Hind.	CYA	42	83	42	6	PF
Cianofíceas não-identificadas	CYA	25	0	0	6	E
GFBM VIII - Grandes filamentos com aerótopos e com heterócitos						
<i>Aphanizomenon</i> sp.	CYA	0	50	42	0	E
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (W.) Seen. e Sub. Raju	CYA	0	100	100	11	PF
<i>Nodularia</i> sp.	CYA	8	0	8	0	E

3 VARIACÃO ESPACIAL E TEMPORAL DOS ATRIBUTOS FUNCIONAIS DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA EM UM SISTEMA RIO-RESERVATÓRIO DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

RESUMO

O barramento de rios com a finalidade de construção de reservatórios de água é bem comum em regiões semiáridas, em que a disponibilidade de água é limitada, entretanto, estes barramentos acarretam uma descontinuidade física, química e conseqüentemente biológica nos sistemas lóticos. Essa descontinuidade foi modelada pelo Conceito da Descontinuidade Serial (SDC), que prediz como as variáveis ambientais e biológicas sofrem modificações frente ao barramento. Nos últimos anos, em busca de uma melhor adequação aos estudos ecológicos, tem sido cada vez mais frequente o uso da diversidade funcional (DF) como métrica de avaliação da diversidade e abundância dos chamados traços funcionais (características ligadas ao sucesso da espécie no ambiente). Este estudo buscou avaliar a variação espacial e temporal da DF e a distribuição da abundância de traços em um sistema rio-reservatório, no Semiárido Brasileiro. Foram realizadas seis coletas mensais (quatro meses sem chuva e dois com chuva) na região limnética, à subsuperfície, em oito pontos amostrais na área de influência do reservatório de Bocaina, sudeste do estado do Piauí, abrangendo região lótica a montante (P1 e P2), de transição (P3), lacustre (P4 e P5) e lótica a jusante (P6 a P8). O período estudado coincidiu com as maiores médias históricas de temperatura máxima e de menor pluviosidade da região. Foram medidas as variáveis ambientais, estimada a abundância dos traços funcionais e calculados índices de DF (riqueza, equitabilidade e divergência funcional). Foi utilizada uma análise de componentes principais (PCA) para sumarizar a variabilidade ambiental e buscar padrões espaciais e temporais. Para estabelecer as relações entre as variáveis ambientais e a abundância dos traços foram realizadas as análises RLQ e *fourth-corner*. Para verificar o efeito das diferenças entre períodos climáticos e regiões do reservatório nos valores da DF foram realizadas análises de variância (ANOVA) e teste *post hoc* de Tukey. A PCA evidenciou heterogeneidade ambiental, determinada por diferenças no regime de mistura (razão $Z_{\text{mis}}:Z_{\text{max}}$) e fósforo inorgânico dissolvido. Tais fatores foram os principais estruturadores da abundância de traços, como evidenciado pela RLQ e *fourth-corner*. Na região lacustre, a forma de vida filamentosa com aerótopo foi o traço funcional mais abundante, por conferir maior vantagem em ambientes estratificados. Na região lótica a montante, flagelo foi o traço funcional dominante, enquanto que na região lótica a jusante, o traço mais importante foi a pigmentação marrom. Foram verificadas apenas diferenças espaciais para os índices de DF. A riqueza funcional foi maior na região lótica a montante e no reservatório e menor na região lótica a jusante e a divergência funcional foi maior nas regiões lóticas e menor na lacustre, onde ocorreu dominância de traços ligados a cianobactérias. Os resultados evidenciaram que os atributos funcionais da comunidade fitoplanctônica na zona de estudo foram susceptíveis às características ambientais de cada uma das regiões do sistema estudado. As características hidrodinâmicas, em especial a razão $Z_{\text{mis}}:Z_{\text{max}}$, tiveram grande influência na estrutura dos traços funcionais, e nos quais a variabilidade temporal parece não ter efeito significativo, provavelmente por conta do grande gradiente espacial e da irregularidade das chuvas.

Palavras-chave: Descontinuidade Serial. Diversidade funcional. Traços funcionais. Euglenofíceas. Reservatório.

Spatial and Temporal Variation of Phytoplankton Functional Attributes in a River-Reservoir System in Brazilian Semi-arid

ABSTRACT

River damming for reservoir construction is fairly common in semi-arid regions, where water availability is limited, however constitutes a physical, chemical and biological discontinuity to lotic systems. Such discontinuity has been modeled by the Serial Discontinuity Concept (SDC), which predicts how environmental and biological variables are altered as a result of damming. In recent years, in search for a better match to ecological studies, the use of functional diversity (FD) has become increasingly common as a metric for evaluating the diversity and abundance of so-called functional traits (characteristics linked to the success of a species in the environment). This study aimed to evaluate the DF spatial and temporal variation and the traits abundance in a river-reservoir system in Brazilian semi-arid. Six monthly samplings (four months without rainfalls and two rainy months) were performed at the subsurface in the limnetic region in eight sampling sites, in Bocaina reservoir's influence area, southeast Piauí State, Brazil, comprehending the lotic region upstream (P1 and P2), transition (P3), lacustrine region (P4 and P5) and lotic region downstream (P6 to P8). The studied period coincided with the highest historical average of maximum temperatures and minimum pluviosity in the region. Environmental variables were measured, functional traits abundance was estimated and DF indices (richness, evenness and functional divergence) were calculated. A Principal Component Analysis (PCA) was used to summarize the environmental variability and to explore spatial and temporal patterns. In order to establish the relationship between environmental variables and the traits abundance, RLQ and fourth-corner analysis were performed. To investigate the effect of differences between climatic periods and reservoir zones in the DF values, analysis of variance (ANOVA) and *post hoc* Tukey test were performed. PCA showed a heterogeneous environment, determined by differences in mixing regime ($Z_{\text{mis}}:Z_{\text{max}}$ ratio) and dissolved inorganic phosphorus. Such factors were the main structuring source for traits abundance, as evidenced by RLQ and fourth-corner. In the lacustrine region, the filamentous lifeform with aerotopes was the most abundant functional trait, since it provides a greater advantage in stratified environments. In lotic region upstream, flagella was the dominant functional trait, while in lotic region downstream, the most important trait was the brown pigmentation. Only spatial differences for DF indices were verified. The functional richness was higher in the lotic region upstream and in the reservoir and lower in the lotic region downstream and functional divergence was higher in the lotic regions than in the lacustrine region, where we observed a traits dominance linked to cyanobacteria. The results evidenced that the functional attributes of phytoplankton in the study area were susceptible to the environmental characteristics of each region of the studied system. The hydrodynamic characteristics, mainly $Z_{\text{mis}}:Z_{\text{max}}$ ratio, have a great influence on the structure of the functional features, in which the temporal variability appears to have a significant effect, probably due to the high spatial gradient and irregular rainfall.

Keywords: Serial Discontinuity. Functional diversity. Functional traits. Euglenoids. Reservoirs.

3.1 INTRODUÇÃO

No Brasil, a construção de grandes reservatórios teve início no começo do século XX (Soares et al., 2008). Enquanto os construídos nas regiões Sul e Sudeste são posicionados em trechos mais a jusante de grandes rios, apresentam menor tempo de retenção de água (inferiores a 50 dias) e têm a finalidade de servir para a produção de energia elétrica, os da região Nordeste são geralmente construídos nas porções a montante de pequenos rios, são caracterizados por um tempo de retenção de água prolongado (chegando a mais de 6 meses) e se destinam à mitigação da seca (reservatórios de água) (Tundisi et al., 1993).

A construção de tais empreendimentos altera as características físicas, químicas e biológicas dos rios, modificando suas características hidrodinâmicas (razões $Z_{eu}:Z_{max}$, $Z_{mis}:Z_{max}$ e $Z_{eu}:Z_{mis}$, velocidade da corrente e a vazão); as principais mudanças são apresentadas pela redução do fluxo e consequente sedimentação de partículas devido ao alto tempo de retenção nos sistemas de reservatório de água (Pacheco et al., 2015). Nesses sistemas rio-reservatório, a maior produtividade tem sido associada às condições da região intermediária ou de transição, pois na região lacustre ocorre limitação por nutrientes, enquanto na região lótica o estabelecimento e desenvolvimento do fitoplâncton é dificultado pelo baixo tempo de retenção de água e alta turbidez (Huszar et al., 2000; Lind et al., 1993; Lins et al., 2016; Tundisi et al., 2015).

Essa variação longitudinal das características físicas e químicas dos sistemas rio-reservatório, e o seu efeito sobre as comunidades biológicas inspiraram a criação de modelos ecológicos que auxiliam no conhecimento a respeito dos impactos antrópicos (Silva et al., 2010; Souza et al., 2016). Com base no Conceito do Contínuo Fluvial (Vannote et al., 1980), cujo modelo teórico era baseado em um rio ideal, sem impactos, Ward e Stanford (1983, 1995) propuseram o Conceito de Descontinuidade Serial (SDC, *Serial Discontinuity Concept*). Este conceito considera que o efeito do barramento sobre os atributos das comunidades biológicas depende de sua localização no eixo longitudinal do rio, considerando as nascentes como “canais encaixados”, passando pelos “canais entrelaçados” (maior influência lateral) e “canais meandrantés” (foz). Na região dos canais encaixados e dos canais meandrantés, o barramento causaria uma redução na biodiversidade; para a região dos canais entrelaçados, o modelo registrou uma imprevisibilidade no impacto, por não haver dados biológicos que dessem suporte a uma conclusão à época. Segundo o SDC, a biodiversidade é reduzida no trecho lântico, primariamente por conta da disruptura no transporte de detritos (nutrientes), retornando, após o barramento, ao seu ritmo de crescimento.

O semiárido se caracteriza por precipitações abaixo de 800 mm (Silva, 2007) e seus rios sofrem regularmente a ação da chamada descontinuidade temporal (Datry et al., 2014), sendo a descontinuidade serial provocada pelos reservatórios um impacto adicional ao sistema.

Sendo considerado o principal produtor primário do ambiente aquático, o fitoplâncton é formado por organismos de origem polifilética representados pelas microalgas (Brasil e Huszar, 2011). Por possuírem pequenas dimensões, rápido crescimento e rápida resposta a mudanças ambientais, são úteis no teste de hipóteses ecológicas e como bioindicadores da qualidade ambiental (Cardoso et al., 2013; Gomà et al., 2005; Padisák et al., 2006; Peerapornpisal et al., 2006; Reynolds, 2006; Rodrigues e Cutrim, 2010; Sakset e Chankaew, 2013).

Os estudos ecológicos têm utilizado de forma tradicional a distribuição de táxons e sua relação com as características ambientais para tentar entender os processos que estruturam as comunidades (Estrada e Berdalet, 1996). No entanto, na tentativa de obter explicações mecanicistas dos padrões de distribuição das espécies, têm sido propostas abordagens baseadas nos traços funcionais (Brasil e Huszar, 2011; Kerimoglu et al., 2012; Kruk et al., 2010; Kruk et al., 2011; Litchman et al., 2010; Reynolds et al., 2014; Török et al., 2015). Traços funcionais são qualquer característica (morfológica, fisiológica ou fenológica) mensurável em nível de indivíduo que afeta direta ou indiretamente sua adaptação e desempenho no ecossistema (Margalef, 1978; Reynolds, 1989). Dessa forma, a estrutura das comunidades é determinada pela pressão de seleção dos filtros ambientais sobre os traços das espécies (Zhang et al., 2015) e as características funcionais estão diretamente ligadas à produção biótica e ao funcionamento do ecossistema (Török et al., 2015).

Os traços podem ser de diversos tipos e associados a diferentes processos, geralmente ligados à captação de recursos, sendo que, no caso do fitoplâncton, os mais utilizados são aqueles relacionados a minimizar as perdas por herbivoria e sedimentação (tamanho, razão superfície/volume, presença de frústula, mucilagem, processos, espinhos e setas, aerótopos), motilidade (flagelos) e fixação de nitrogênio (heterócitos) (Kruk et al., 2012; Reynolds et al., 2014).

É possível estabelecer métricas para entender a amplitude dos papéis desempenhados pelos organismos nas comunidades e ecossistemas, como a diversidade funcional - DF (Petchey e Gaston, 2006). A diversidade funcional pode ser utilizada como uma ferramenta para prever as consequências das perdas de diversidade sobre os processos ecológicos como produtividade e predação (Acevedo-Trejos et al., 2015; Petchey e Gaston, 2006), o que faz

dela importante para o manejo e preservação da biodiversidade e funcionamento de ecossistemas frente às mudanças globais (Concostrina-Zubiri et al., 2014; Schleuter et al., 2010).

Existem diferentes métricas da DF, que tentam explicar diferentes dimensões funcionais das comunidades, como a riqueza, equitabilidade e divergência funcional (Clark et al., 2012; Mouchet et al., 2010; Villéger et al., 2008). Os índices de riqueza funcional medem quanto do espaço do nicho (espaço funcional) é ocupado pelas espécies presentes (Mouchet et al., 2010; Schleuter et al., 2010). Baixos valores desse atributo indicam que alguns recursos (nichos alfa) potencialmente disponíveis estão sem uso ou há baixa tolerância ambiental (nichos beta), ambos igualmente importantes para a manutenção das espécies (Mason et al., 2005). Os índices de equitabilidade funcional, por sua vez, medem se os traços médios das espécies estão distribuídos uniformemente (abundâncias iguais) dentro do espaço funcional ocupado (Schleuter et al., 2010), ou, em outras palavras, se a abundância de uma comunidade está distribuída no espaço de nicho de forma que permita um efetivo uso de toda a amplitude de recursos disponíveis; baixos valores de equitabilidade funcional facilitam a invasão (Mason et al., 2005; Mouchet et al., 2010). A abundância de traços é compreendida como a ocorrência relativa deles nas espécies e no ambiente (Luck et al., 2013; Staley et al., 2014). A divergência funcional, por outro lado, mede qual a distância da abundância das espécies para o centro do espaço funcional (Mouchet et al., 2010) e pode ser medida pela entropia quadrática de Rao (Botta-Dukát, 2005; Petchey e Gaston, 2006). Valores altos desse índice estão ligados a maior diferenciação de nicho e, desta forma, à baixa competição por recursos, que são utilizados de forma mais eficiente (Mason et al., 2005). Há ainda o oposto à divergência funcional, denominada de convergência ou redundância funcional (Petchey e Gaston, 2006), que costuma ser maior quando o número de traços funcionais considerados é muito reduzido ou quando há uma baixa diversidade funcional.

Os rios intermitentes (temporários), característicos de regiões áridas e semiáridas (Datry et al., 2016), foram negligenciados pela ciência por muito tempo, e sua importância ecológica tem sido reconhecida apenas nos últimos anos (Arthington et al., 2014; Leigh et al., 2016; Naselli-Flores, 2003), sendo o comportamento da diversidade funcional nesses ambientes ainda desconhecido.

Dessa forma, o objetivo foi avaliar a variação longitudinal dos atributos funcionais da comunidade fitoplanctônica (abundância de traços, riqueza, equitabilidade e divergência funcionais) em um sistema rio-reservatório, no Semiárido Brasileiro, e testar as seguintes hipóteses: (1) A região lacustre apresentará menor riqueza, equitabilidade e diversidade

funcional devido à disruptura do transporte de nutrientes; (2) Nos meses sem chuva há maior diferença da diversidade funcional entre as regiões do eixo rio-reservatório do que nos meses com chuva; (3) Fatores associados à hidrodinâmica serão os principais estruturadores da abundância dos traços.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Área de estudo

Este estudo foi desenvolvido na área de influência do reservatório de Bocaina (6°52'46"S e 41°18'44"W), situada no rio Guaribas, estado do Piauí, Brasil (Fig. 1). Esta região apresenta clima semiárido, do tipo BSh na classificação de Köppen (Alvares et al, 2014). A temperatura média anual apresentou um aumento, quando comparado à média histórica (1961-2013), passando de 27,8 °C para 29,0 °C no biênio 2014/2015. A pluviosidade apresentou diminuição de 41%, passando de 731 mm para 438 mm em 2014 e 418 mm em 2015. A vegetação dessa região é tipicamente de caatinga (floresta caducifólia), floresta subcaducifólia e cerrado (BDMEP, 2016; Peel et al., 2007).

O rio Guaribas está localizado na porção nordeste da bacia hidrográfica do rio Piauí/Canindé, componente da bacia do rio Parnaíba, que separa os estados do Piauí e do Maranhão (PIAUI, 2010). Com características intermitentes (temporárias), esse rio tem uma extensão total de pouco mais de 103 km, sendo sua nascente localizada a 600 m de altitude, na serra das Almas, em Pio IX.

Em sua região mediana (de 2ª ou 3ª ordem na hierarquia fluvial, denominada de “canais encaixados” no Conceito de Descontinuidade Serial), a apenas 55 km da nascente, foi concluída, em 1985, a construção do reservatório de Bocaina, com o objetivo de reduzir os episódios de enchentes e perenizar o rio Guaribas (Sousa e Elias, 2011). Este reservatório atinge o volume de até 106.000.000 m³ de água, possui área inundada de 1.100 ha, profundidade máxima de 57 m, uma extensão da linha de fundo de 16 km e vazão média de 1,5 m³.s⁻¹ (3º BEC, 2015; PIAUI, 2010). Na região mais próxima ao barramento, há tanques de piscicultura instalados desde o ano de 2005.

A estrutura hidrográfica da região é frágil, sendo que a maioria dos rios são intermitentes (alguns perenizados por meio de reservatórios, perenização que não tem ocorrido no caso do rio Guaribas). As suas águas são bicarbonatadas sódicas com pouca salinização (IBGE, 2009). A maior parte dos afluentes do rio Guaribas seca completamente durante a estiagem, restando apenas regiões descontínuas desse rio a montante do

reservatório. A jusante do reservatório, o rio é alimentado pelo afluente Riachão, que corta a sub-bacia do Guaribas no sentido leste-oeste, sendo o único afluente com água durante todo o ano. O rio Guaribas ultimamente tem sido barrado por agricultores, próximo da cidade de Picos, e em alguns anos, como no período deste estudo, este rio não ultrapassou essa região, ficando completamente seco no restante de seu curso.

Foram estabelecidos oito pontos de amostragem, distribuídos em quatro regiões do eixo rio-reservatório: dois pontos na região lótica a montante do reservatório (P1 e P2, únicos pontos a montante onde havia água na primeira coleta), um na região de transição (intermediária) do reservatório (P3), dois na região lacustre do reservatório (P4 e P5), e três na região lótica a jusante do reservatório (P6, P7 e P8) (Tab. 1 e Fig. 1). A separação em regiões se deu por meio da aplicação de análise de Kruskal-Wallis aos escores dos dois primeiros eixos da PCA (PCA-1, $H = 20,245$, $p = 0,0000$, e PCA-2, $H = 20,244$, $p = 0,0000$). A região intermediária do reservatório se caracterizou por ser mais rasa e por não apresentar estratificação na maioria das coletas. No ponto P5, estão instalados tanques de piscicultura. A definição de pontos também na região lótica a jusante se destinou a uma avaliação mais adequada da descontinuidade causada pelo barramento.

Tabela 1 – Caracterização dos pontos amostrais. Lat (latitude), Long (longitude), Alt (altitude), Z_{\max} (zona máxima, profundidade total).

	Região	Ponto	Localização (lat / long / alt)	Z_{\max} (m)	Largura (m)
	Lótica a montante (LM)	P1	6°48'06.5" S / 41°18'22.9" W / 294 m	1,0 - 2,2	11,0 - 12,0
		P2	6°48'16.5" S / 41°18'30.5" W / 280 m	1,5 - 3,5	10,0 - 13,0
Reservatório	Transição (Intermediária) (TR)	P3	6°52'52.2" S / 41°18'40.1" W / 254 m	2,5 - 5,0	200,0 - 210,0
		P4	6°53'46.5" S / 41°18'20.8" W / 254 m	7,0 - 11,0	180,0 - 190,0
	Lacustre (L)	P5	6°54'48.8" S / 41°18'31.0" W / 254 m	16,3 - 20,8	500,0 - 510,0
	Lótica a jusante (LJ)	P6	6°55'31.3" S / 41°18'25.5" W / 228 m	0,1 - 0,31	0,8 - 2,0
		P7	6°58'05.0" S / 41°19'08.5" W / 213 m	0,3 - 0,9	9,0 - 17,0
		P8	7°00'50.1" S / 41°22'45.1" W / 210 m	0,5 - 1,0	6,0 - 8,0

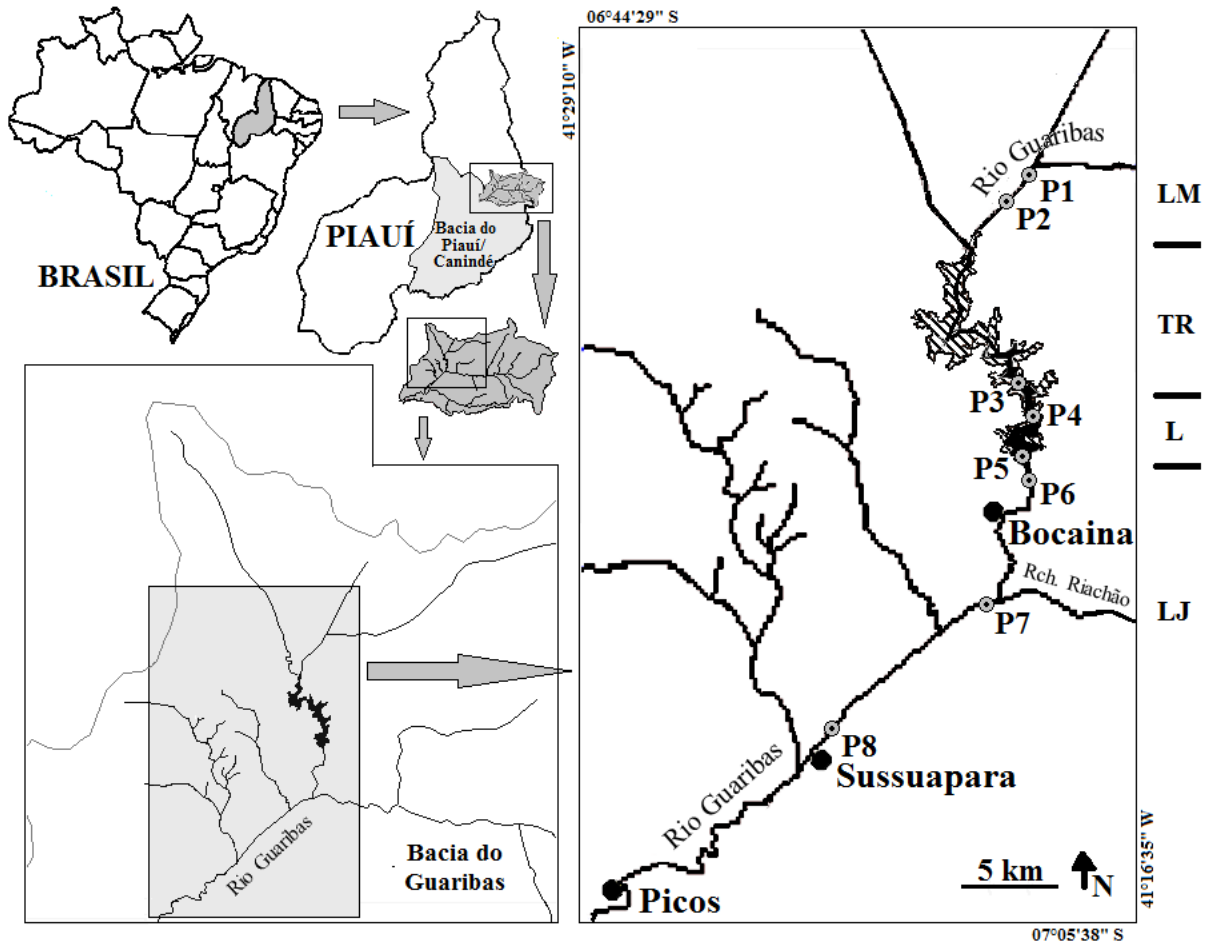


Figura 1 – Mapa de localização dos 8 pontos de amostragem (P1 a P8, círculos cinza) no rio Guaribas e reservatório de Bocaina. Área hachurada do reservatório (cheia máxima), área escura do reservatório (20% do volume de água, outubro de 2014) (Fonte: Baseado na malha IBGE, 2011 e imagens dos satélites CBERS e RES2, disponibilizadas pelo INPE, 2014). Círculos pretos: Cidades sedes dos municípios. Regiões do eixo rio-reservatório: LM (lacustre a montante), TR (transição), L (lacustre) e LJ (lótica a jusante).

3.2.2 Amostragem

Foram realizadas mensalmente amostragens do fitoplâncton e das variáveis ambientais na calha do rio e na região limnética do reservatório, à subsuperfície (20 cm de profundidade), em dois meses com maior quantidade de chuvas (outubro de 2014 e fevereiro de 2015) e em quatro meses com menor quantidade de chuvas (novembro e dezembro de 2014 e janeiro e março de 2015), totalizando 48 amostras.

As amostras de água para análises abióticas foram acondicionadas em garrafas plásticas de 1,5 L e acondicionadas em isopor com gelo até o momento da filtração ou da transferência para um freezer. No momento da filtração (filtro de fibra de vidro GF/C com diâmetro 47 mm e porosidade 1,2 μm), alíquotas para análise dos nutrientes foram conduzidas ao freezer, juntamente com os filtros para análise de material em suspensão e clorofila.

Para o estudo do fitoplâncton, as amostras foram coletadas em frascos plásticos de 250 mL; para o estudo quantitativo, foram utilizadas as amostras de fitoplâncton total (coletas diretas), fixadas com solução de lugol acético, e para auxiliar no estudo taxonômico do fitoplâncton, foram obtidas também amostras com rede de plâncton (20 μm), fixadas com solução Transeau (Bicudo e Menezes, 2006).

3.2.3 Variáveis abióticas

Os dados climatológicos de temperatura do ar mínima, média e máxima ($^{\circ}\text{C}$) e pluviosidade (mm), tomados na estação mais próxima da região de estudo (Picos-PI), foram disponibilizados por BDMEP (2016).

Foram medidos *in situ*, por meio de sensores digitais: temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) e oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Foi também verificada a transparência da água (m) por meio de um disco de Secchi e a profundidade máxima (Z_{max} , em m) local. A profundidade da zona eufótica (Z_{eu}) foi calculada como 2,7 vezes a profundidade do disco de Secchi (Cole, 1994). No reservatório, a profundidade da zona de mistura (Z_{mis}) foi estimada de acordo com o perfil térmico, por meio de medições a cada 0,5 m com um sensor DS18B20 Arduino de 50 m de cabo. A relação zona eufótica/zona de mistura ($Z_{\text{eu}}:Z_{\text{mis}}$) foi utilizada como índice de disponibilidade de luz na zona de mistura (Jensen et al., 1994) e a relação zona de mistura/zona máxima ($Z_{\text{mis}}:Z_{\text{max}}$) foi utilizada para avaliar o regime de mistura da coluna de água. No rio, a zona de mistura foi considerada como a zona máxima, uma vez que a estratificação em ambientes lóticos é considerada nula.

A estabilidade relativa da coluna de água (RWCS) foi estimada por meio da fórmula $\text{RWCS} = (D_{Z_{\text{max}}} - D_{\text{Sup}}) / (D_{4^{\circ}\text{C}} - D_{5^{\circ}\text{C}})$, proposta por Padisák et al. (2003), em que "D" é a densidade da água, sendo considerados os valores de densidade da água na superfície e na zona máxima em relação às densidades-padrão a 4°C e 5°C . As densidades da água foram estimadas com base em McCutcheon et al. (1993).

Foi verificada também a vazão ($\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$) por meio da medição de velocidade da corrente ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$) e da área da seção transversal do rio, calculada por meio da fórmula da área de segmento parabólico, dada por $A=2\cdot h\cdot a/3$ (Osler, 2006), em que "h" é a profundidade total máxima (Z_{max}) e "a" é a distância de uma margem à outra, ambas em metros.

O material em suspensão (inorgânico e orgânico) foi estimado por meio do método de Teixeira et al. (1965) e as concentrações ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) de nitrogênio orgânico, nitrato e nitrito foram determinadas pelo método da sulfanilamida (Baumgarten et al., 1996) e a amônia pelo

método do citrato de sódio (Koroleff, 1976); a soma das formas inorgânicas foi denominada de nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) e incluiu nitrato, nitrito e amônia. Para o fósforo orgânico e fosfato (fósforo inorgânico dissolvido, PID), foi empregado o método do molibdato de amônio (Mackereth et al., 1978) e a sílica reativa foi determinada pelo método de metol-sulfito (Baumgarten et al., 1996). Foi calculada a razão de Redfield NID:PID (Loladze e Elser, 2011) para verificar o potencial de cada um como limitante, em que valores abaixo de 16 indicam o nitrogênio como limitante da produção fitoplanctônica, e, acima de 16, o fósforo.

A concentração de clorofila *a* ($\mu\text{g.L}^{-1}$) foi determinada através do método espectrofotométrico da Unesco (1966), sendo a extração da clorofila feita com acetona a 90%. Para os cálculos de clorofila *a* ativa, foram aplicadas equações baseadas em Golterman et al. (1978), com subtração dos valores de feopigmentos *a*.

3.2.4 Comunidade fitoplanctônica

A identificação do fitoplâncton foi feita em microscópio óptico utilizando bibliografia especializada como Bicudo e Menezes (2006), Sant'Anna et al. (2006), dentre outras. Para o enquadramento taxonômico das algas eucarióticas, foi adotado o sistema de classificação proposto por Reviere (2006), enquanto que para Cyanobacteria, foi utilizado Komárek e Anagnostidis (1989, 1998, 2005).

A densidade fitoplanctônica foi estimada mediante o uso de microscópio óptico invertido (Utermöhl, 1958), com tempo de sedimentação de pelo menos três horas para cada centímetro de altura da câmara (Margalef, 1983), por meio de contagem por campos aleatórios até a obtenção de 100 indivíduos da espécie mais abundante (Lund et al., 1958). O resultado foi expresso em indivíduos (células, cenóbios, colônias ou filamentos) por mililitro (APHA, 1999).

3.2.5 Análises numéricas

As variáveis abióticas foram sintetizadas utilizando-se uma Análise de Componentes Principais (PCA). Para esta análise, foram utilizadas as variáveis ambientais supracitadas. As variáveis foram transformadas ($\log x+1$). Para esta análise, foram utilizados os dados de precipitação referente a soma dos sete dias anteriores à coleta, incluindo o dia da coleta, escolhido por meio de uma correlação de Spearman realizada entre a soma da pluviosidade e o primeiro eixo de uma DCA (realizada com a biomassa dos táxons), sendo a maior correlação obtida para a soma de sete dias ($r = 0,34$, $p = 0,0175$). A significância dos grupos

formados pela PCA foi verificada por meio de teste de Kruskal-Wallis e somente as correlações com r mínimo de 0,50 entre as variáveis e os eixos foram consideradas.

Uma matriz de abundância dos traços funcionais fitoplanctônicos foi construída com as características morfológicas adaptativas dos táxons (adaptado de Longhi e Beisner, 2010): (1) máxima dimensão linear (MDL - μm), (2) razão superfície/volume (S:V), (3) capacidade de motilidade (aerótopos e flagelos), (4) capacidade de fixação de N_2 , (5) capacidade de realizar mixotrofia (versatilidade entre autotrofia e heterotrofia), (6) capacidade de formar colônia/filamento, (7) lórica (carapaça), (8) pigmento: azul (ficocianina), verde (clorofilas a e b e xantofila), marrom (clorofilas a e c e xantofila) e misto (clorofilas a e c e ficoeritrina) (Apêndice).

Para estabelecer a relação dos traços funcionais com as características ambientais, foi realizada uma Análise RLQ, com três matrizes: (1) a matriz ambiental R de variáveis abióticas (pluviosidade, temperatura da água, velocidade da corrente, oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica, material inorgânico em suspensão, material orgânico em suspensão, fósforo orgânico dissolvido, fósforo inorgânico dissolvido, nitrogênio inorgânico dissolvido, sílica reativa e as razões $Z_{\text{eu}}:Z_{\text{mis}}$ e $Z_{\text{mis}}:Z_{\text{max}}$, selecionadas por eliminação de colinearidade/*Variance Inflation Factor*, $\text{VIF} < 10$), (2) a matriz L de abundância (densidade) de táxons, e (3) a matriz Q de traços funcionais, e cujos valores de MDL e S:V foram logaritmizados. Essa análise se baseia na matriz do quarto-canto (*fourth-corner*), que cruza os traços funcionais e as variáveis ambientais ponderados pela abundância de táxons (Dray et al., 2014; Legendre et al., 1997). Para a *fourth-corner*, somente as correlações com r mínimo de 0,30 entre as variáveis e os traços funcionais foram consideradas.

Na RLQ, uma vez que a matriz de traços funcionais incluiu dados categóricos, em vez de PCA, utilizou-se uma análise de Hill-Smith (Hill e Smith, 1976) como ordenação para as matrizes de traços funcionais e ambiental, e para a matriz de táxons, foi utilizada como ordenação uma análise de correspondência (CA). Para a precipitação, foi utilizada a soma dos sete dias anteriores, incluindo o dia da coleta, número de dias que apresentou correlação máxima (Spearman, $r_s = 0,34$, $p = 0,0175$) entre o primeiro eixo de uma DCA das espécies e a pluviosidade. As variáveis ambientais, exceto pH e razões de profundidade, foram log-transformadas ($\log x+1$) e a significância dos gradientes foi testada por meio de ANOVA (Análise de Variância) ou de teste de Kruskal-Wallis, conforme o caso, e somente as correlações com r mínimo de 0,50 entre as variáveis e os eixos foram consideradas.

Em seguida à RLQ, como forma de testar a significância da matriz ambiental sobre a de traços funcionais (Dray et al., 2014), foi aplicada uma análise do quarto-canto (*fourth-*

corner) às três matrizes utilizadas na RLQ. A verificação de significância de ambas as análises foi feita por meio do teste de permutação de Monte-Carlo (Metropolis e Ulam, 1949) com 999 permutações.

A partir da matriz de abundância de espécies e uma matriz com informações dos traços funcionais (Apêndice) foram calculadas a riqueza funcional (FD-Ric) e equitabilidade funcional (FD-FEve), conforme Villéger et al. (2008), e a entropia quadrática de Rao (FD-Rao_q, Botta-Dukát, 2005). Como medida de distância, foi usada a dissimilaridade de Gower (Pavoine et al., 2009). Para as análises, o MDL e a razão S:V foram logaritmizados.

Para testar as diferenças temporais e espaciais dos índices de diversidade funcional entre as regiões do eixo rio-reservatório, foi aplicada uma ANOVA *two-way*, sendo verificados seus pressupostos. A comparação *post hoc* das médias foi feita por meio do teste de Tukey.

As análises realizadas neste estudo foram feitas por meio do software R (R Development Core Equipe, 2006), utilizando-se os pacotes *ade4* v.1.7-3 (Dray e Dufour, 2007), *ape* v.3.4 (Paradis et al., 2004), *FD* v.1.0-12 (Laliberté e Legendre, 2010), *picante* v.1.6-2 (Kembel et al., 2010), *stats* v.3.4.0 (R Development Core Equipe, 2006) e *vegan* v.2.3-3 (Oksanen et al., 2007).

3.3 RESULTADOS

Foram verificados baixa pluviosidade e alta temperatura nos meses de coleta (outubro de 2014 a março de 2015) (Fig. 2). Considerando que a chuva acumulada máxima nos sete dias anteriores à coleta foi de 24,0 mm, utilizou-se o valor médio (12,0 mm) como critério para classificar a coleta em “sem chuva” ou “com chuva”. A temperatura da água variou de 26,7 a 30,0 °C (Tab. 2).

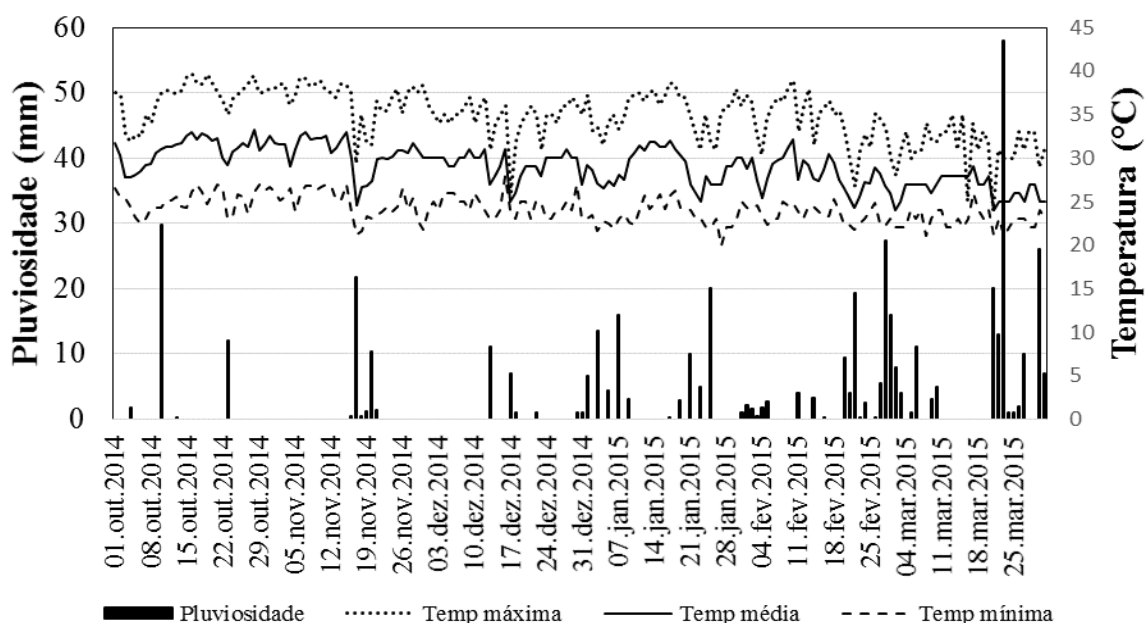


Figura 2 – Temperatura do ar (°C) e pluviosidade (mm) em Picos-PI, no período de coleta, de outubro de 2014 a março de 2015. (Fonte: BDMEP – INMET, estação Picos-PI, OMM: 82780, BDMEP, 2016).

Foi verificada alta variabilidade espacial das características ambientais, especialmente das variáveis associadas a disponibilidade de nutrientes e luz. A região lótica a montante apresentou maiores valores de material em suspensão e sílica reativa (Tab. 2). A região lótica a jusante apresentou maior vazão, fósforo inorgânico dissolvido, sílica reativa e de $Z_{eu}:Z_{max}$ e $Z_{eu}:Z_{mis}$.

O reservatório se caracterizou por apresentar menores valores de Z_{mis} , Z_{max} e maiores de clorofila *a* fitoplanctônica em relação a região lótica. A estratificação da coluna de água durante praticamente todo o período de estudo em toda a extensão do reservatório foi observada, exceto no ponto P3 na maioria das coletas e no ponto P4 em janeiro de 2015. A disponibilidade de luz na camada de mistura foi relativamente maior nos meses sem chuva nos pontos P4 e P5. A região intermediária (P3) apresentou características intermediárias entre a região lótica a montante e lacustre.

Tabela 2 – Valores médios e coeficiente de variação (%) das variáveis abióticas coletadas à subsuperfície, nos pontos amostrais (P1 a P8). NID (nitrogênio inorgânico dissolvido) é a soma de nitrato, nitrito e amônia. Regiões do eixo rio-reservatório: LM (lacustre a montante), TR (transição), L (lacustre) e LJ (lótica a jusante).

VARIÁVEL	REGIÃO DO EIXO RIO-RESERVATÓRIO							
	LM		TR	L		LJ		P8
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	
Físicas gerais								
Profundidade total (Z_{max}) (m)	1,65 (30)	2,58 (36)	3,59 (28)	8,10 (19)	18,28 (10)	0,23 (45)	0,45 (50)	0,62 (31)
Zona eufótica (Z_{eu}) (m)	0,38 (87)	0,40 (62)	1,35 (32)	1,53 (14)	1,58 (18)	0,23 (45)	0,45 (50)	0,62 (31)

VARIÁVEL	REGIÃO DO EIXO RIO-RESERVATÓRIO							
	LM		TR	L			LJ	
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
Temperatura da água (°C)	27,47 (7)	27,82 (5)	28,62 (1)	29,12 (2)	29,44 (2)	28,68 (12)	28,90 (7)	29,17 (5)
Material inorgânico em suspensão (mg.L ⁻¹)	155,26 (153)	156,54 (157)	9,13 (174)	1,61 (73)	1,90 (74)	546,57 (149)	81,72 (223)	138,88 (237)
Material orgânico em suspensão (mg.L ⁻¹)	21,13 (116)	20,88 (108)	16,79 (87)	8,58 (21)	8,29 (36)	93,65 (144)	11,94 (206)	15,17 (175)
Físicas hidrodinâmicas								
Velocidade da corrente (m.s ⁻¹)	0,03 (131)	0,03 (113)	0,00 (0)	0,00 (0)	0,00 (0)	0,01 (245)	0,14 (34)	0,40 (80)
Vazão (m ³ .s ⁻¹)	0,29 (113)	0,52 (143)	0,00 (0)	0,00 (0)	0,00 (0)	0,00 (0)	0,61 (77)	0,63 (196)
Estabilidade relativa da coluna de água (RWCS)	0,00 (0)	0,00 (0)	16,28 (93)	43,38 (66)	71,77 (30)	0,00 (0)	0,00 (0)	0,00 (0)
Razão Z _{eu} :Z _{max}	0,29 (107)	0,20 (88)	0,38 (20)	0,19 (17)	0,09 (22)	1,00 (0)	1,00 (0)	1,00 (0)
Razão Z _{mis} :Z _{max}	1,00 (0)	1,00 (0)	0,81 (38)	0,44 (73)	0,21 (58)	1,00 (0)	1,00 (0)	1,00 (0)
Razão Z _{eu} :Z _{mis}	0,29 (107)	0,20 (88)	0,55 (47)	0,62 (64)	0,53 (49)	1,00 (0)	1,00 (0)	1,00 (0)
Químicas								
Oxigênio dissolvido (mg.L ⁻¹)	5,72 (28)	5,53 (19)	7,12 (10)	6,95 (16)	7,35 (7)	3,82 (62)	6,92 (20)	6,10 (21)
pH	8,33 (10)	7,97 (5)	8,08 (7)	8,10 (6)	8,28 (6)	7,57 (5)	7,90 (5)	7,78 (8)
Condutividade elétrica (µS.cm ⁻¹)	178,00 (69)	170,67 (58)	271,83 (6)	263,83 (5)	257,83 (9)	396,17 (94)	213,17 (29)	218,00 (28)
Fósforo orgânico (µg.L ⁻¹)	126,72 (68)	108,25 (79)	31,50 (35)	22,40 (67)	18,04 (137)	393,11 (175)	46,33 (175)	43,37 (180)
Fórforo inorgânico dissolvido (PID) = P-PO ₄ (µg.L ⁻¹)	13,75 (168)	9,84 (111)	16,72 (21)	17,01 (28)	17,79 (36)	104,27 (114)	47,36 (39)	54,44 (94)
Nitrogênio orgânico (µg.L ⁻¹)	7344,70 (114)	8338,34 (110)	4046,63 (195)	2151,46 (179)	2830,69 (121)	3842,53 (108)	2255,04 (126)	2628,18 (174)
Nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) (µg.L ⁻¹)	374,23 (84)	306,67 (93)	16,66 (148)	18,10 (227)	30,92 (110)	882,17 (128)	132,57 (186)	127,08 (202)
Sílica reativa (µg.L ⁻¹)	5509,35 (87)	6735,69 (63)	4402,01 (8)	4412,30 (12)	3804,85 (35)	6184,60 (44)	7990,51 (58)	7560,79 (43)
Razão NID:PID	1485,97 (156)	602,47 (190)	1,31 (176)	1,53 (231)	1,90 (140)	12,84 (73)	2,53 (188)	1,35 (114)
Clorofila <i>a</i> (µg.L ⁻¹)	27,95 (72)	26,68 (69)	67,96 (38)	64,39 (30)	62,57 (25)	257,87 (157)	4,90 (90)	4,78 (95)

Os dois primeiros eixos da PCA (Fig. 3) explicaram 50% da variabilidade dos dados ($p = 0,001$) e destacaram uma heterogeneidade espacial das variáveis ambientais. O primeiro eixo explicou 26% e separou a região lótica a montante das regiões lacustre e lótica a jusante ($H = 21,928$, $p = 0,0001$), e foi influenciado positivamente pelo oxigênio dissolvido (0,63), estabilidade relativa da coluna de água (0,54), condutividade elétrica (0,53) e razão $Z_{eu}:Z_{mis}$ (0,50) e negativamente pelo material inorgânico em suspensão (-0,90), nitrogênio inorgânico dissolvido (-0,79), fósforo orgânico dissolvido (-0,78), razão NID:PID (-0,73), material orgânico em suspensão (-0,72) e razão $Z_{mis}:Z_{max}$ (-0,51). O segundo eixo explicou 24% e evidenciou o gradiente espacial entre as regiões lótica a montante, lacustre e lótica a jusante ($H = 38,505$, $p = 0,0000$), influenciado positivamente pela profundidade total (0,88), estabilidade relativa da coluna de água (0,77) e clorofila *a* (0,76) e negativamente pelas razões $Z_{eu}:Z_{max}$ (-0,87), $Z_{eu}:Z_{mis}$ (-0,75) e $Z_{mis}:Z_{max}$ (-0,69). A PCA não evidenciou gradiente temporal no primeiro eixo ($H = 0,094$, $p = 0,7595$) nem no segundo ($H = 0,349$, $p = 0,5549$).

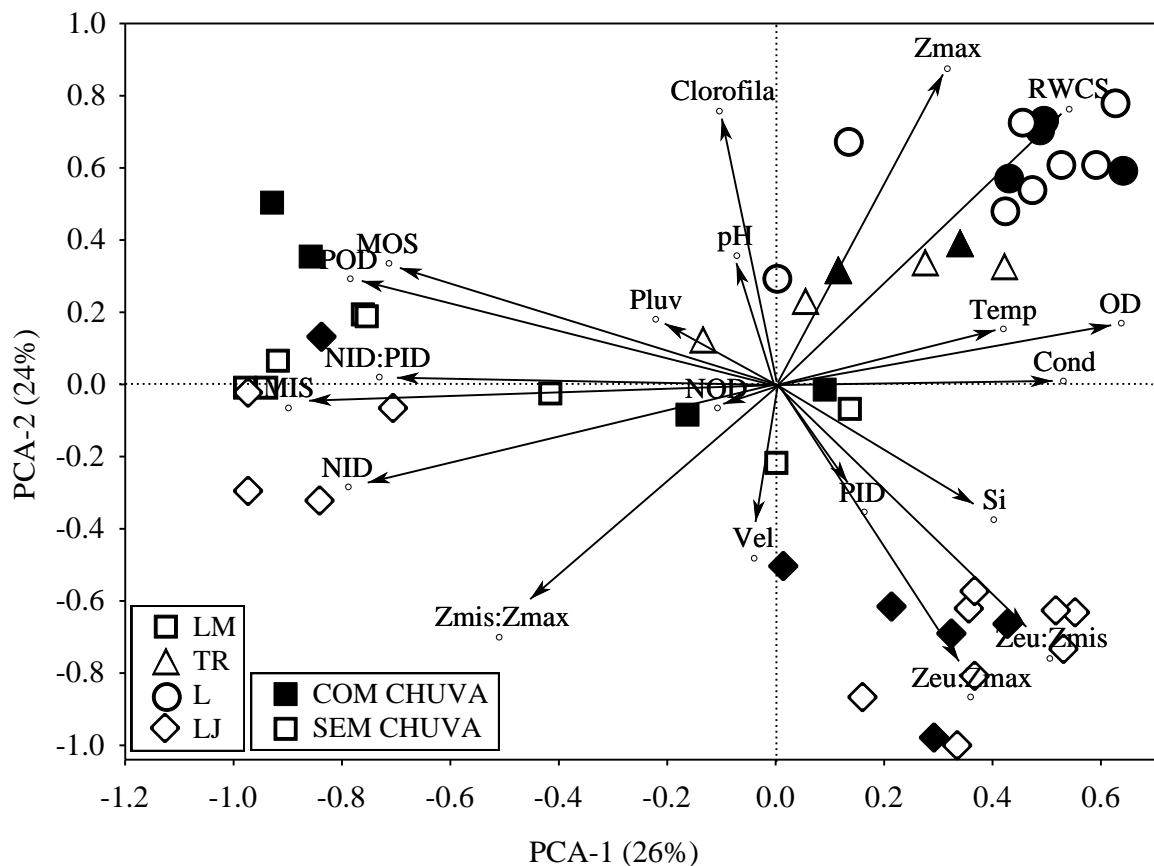


Figura 3 – PCA (Análise de Componentes Principais) com os dados abióticos. Pluv (pluviosidade), Temp (temperatura da água), Cond (condutividade elétrica da água), OD (concentração de oxigênio dissolvido), Vel (velocidade da corrente), RWCS (estabilidade relativa da coluna de água), NID (nitrogênio inorgânico dissolvido, $N-NO_3 + N-NO_2 + NH_3 + NH_4$), PID (fósforo inorgânico dissolvido = PO_4), POD (fósforo orgânico dissolvido), NOD (nitrogênio orgânico dissolvido), NID:PID (razão nitrogênio/fósforo), Si (sílica reativa), MIS (material inorgânico em suspensão), MOS (material orgânico em suspensão), Z_{eu} (zona eufótica), Z_{mis} (zona de mistura) e Z_{max} (zona máxima). Regiões do eixo rio-reservatório: LM (lacustre a montante), TR (transição), L (lacustre) e LJ (lótica a jusante).

A análise RLQ explicou 96% ($p = 0,001$) da variação da matriz de traços funcionais em relação à matriz ambiental e discriminou as regiões do eixo rio-reservatório (Fig. 4). O primeiro eixo (77%), influenciado negativamente pela razão $Z_{mis}:Z_{max}$ (-0,58) e positivamente pelo traço funcional aerótopo (1,00), evidenciou a diferença ($F = 23,300$, $p = 0,0000$) das regiões lóticas (montante e jusante), em relação à região lântica (transição e lacustre). No segundo eixo (19%), com influência positiva do traço funcional pigmento marrom (0,90), e negativa dos traços flagelo (-0,64) e aerótopos (-0,52), a região lótica a jusante foi diferenciada ($H = 19,771$, $p = 0,0002$) das demais regiões. A RLQ não evidenciou gradiente temporal no primeiro eixo ($F = 0,975$, $p = 0,3293$) nem no segundo ($H = 0,023$, $p = 0,8783$).

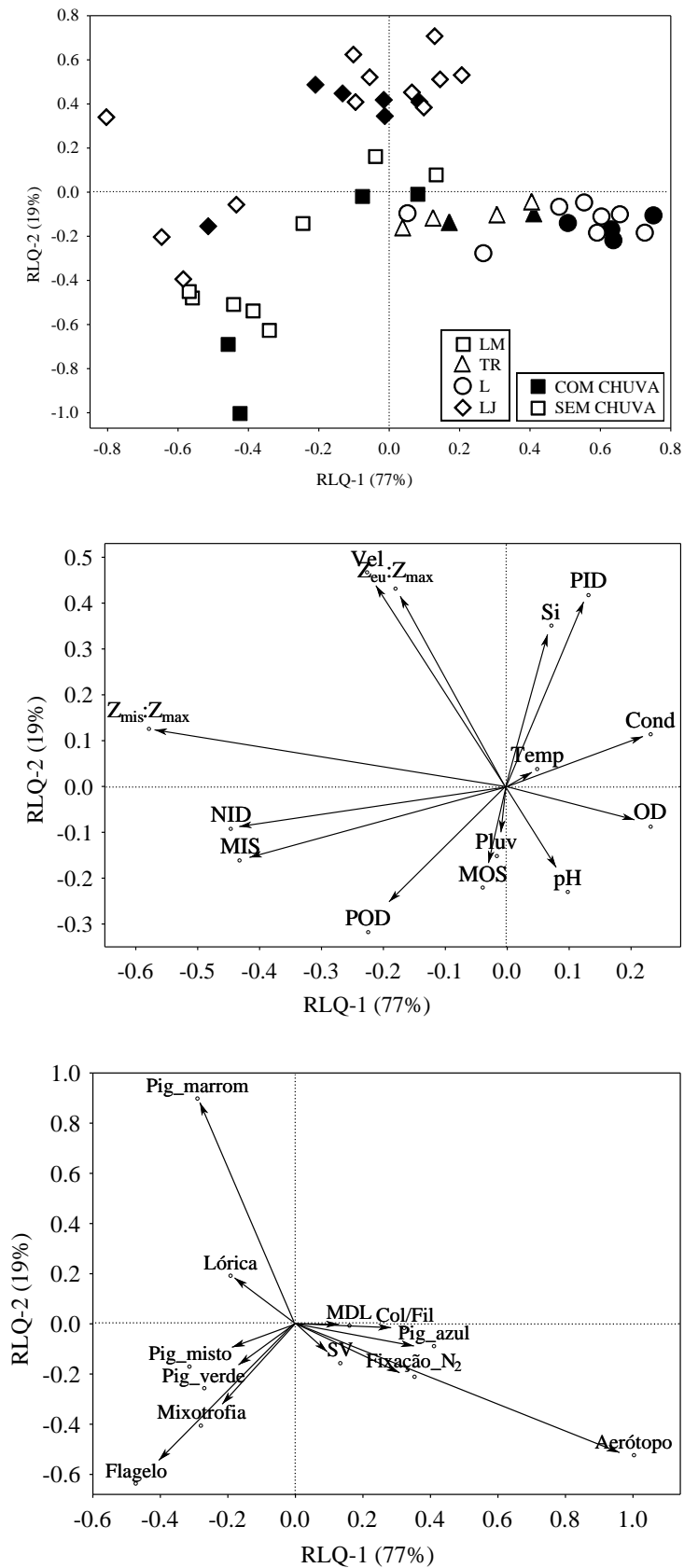


Figura 4 – Resultados da análise RLQ. Locais de coleta, categorizados por região (superior), variáveis ambientais (inferior esquerda) e traços funcionais (inferior direita). Pluv (pluviosidade), Temp (temperatura da água), Cond (condutividade elétrica da água), OD (concentração de oxigênio dissolvido), Vel (velocidade da corrente), NID (nitrogênio inorgânico dissolvido, $N-NO_3 + N-NO_2 +$

NH₃ + NH₄), PID (fósforo inorgânico dissolvido = PO₄), POD (fósforo orgânico dissolvido), Si (sílica reativa), MIS (material inorgânico em suspensão), MOS (material orgânico em suspensão), Z_{eu} (zona eufótica), Z_{mis} (zona de mistura), Z_{max} (zona máxima), Col/Fil (capacidade de formar colônia/filamento), Pig (pigmento), MDL (máxima dimensão linear) e SV (razão superfície:volume). Regiões do eixo rio-reservatório: LM (lacustre a montante), TR (transição), L (lacustre) e LJ (lótica a jusante).

A análise do *fourth-corner* (Fig. 5) evidenciou que a relação entre os traços funcionais e as variáveis ambientais foi maior que a esperada ao acaso, considerando o *pool* regional de táxons ($p = 0,001$).

A capacidade de fixar nitrogênio se relacionou negativamente com a razão Z_{mis}:Z_{max} ($r = -0,36$, $p = 0,0010$). A capacidade de formar colônia/filamento se relacionou negativamente com a razão Z_{mis}:Z_{max} ($r = -0,32$, $p = 0,0010$). A presença de aerótopo apresentou relação negativa com a razão Z_{mis}:Z_{max} ($r = -0,35$, $p = 0,0050$). A presença de flagelo teve relação positiva com o material inorgânico em suspensão ($r = 0,30$, $p = 0,0010$). A pigmentação azul se relacionou negativamente com a razão Z_{mis}:Z_{max} ($r = -0,38$, $p = 0,0010$).

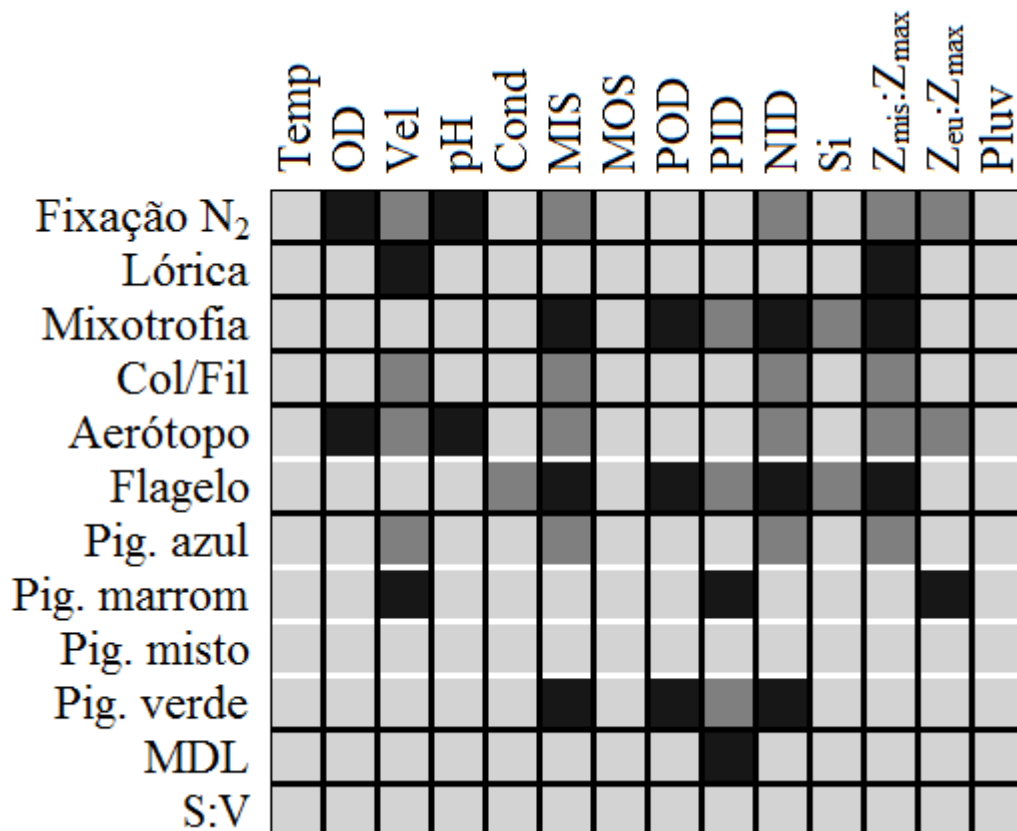


Figura 5 – Resultados dos testes do quarto-canto (*fourth-corner*). As associações significativas ($p < 0,05$) positivas estão representadas em preto, as significativas negativas em cinza escuro, e as não-significativas estão em cinza claro. Linhas pretas (separação de variáveis), linhas brancas (separação de diferentes modalidades para variáveis categóricas). Temp (temperatura da água), OD (oxigênio dissolvido), Vel (velocidade da corrente), Cond (condutividade elétrica), MIS (material inorgânico em suspensão), MOS (material orgânico em suspensão), POD (fósforo orgânico dissolvido), PID (fósforo inorgânico dissolvido) NID (nitrogênio inorgânico dissolvido), Si (sílica reativa), Z_{eu} (zona eufótica), Z_{mis} (zona de mistura), Z_{max} (zona máxima), Pluv (pluviosidade), Col/Fil (capacidade de formar

colônia/filamento), Pig. (pigmento fotossintetizante predominante), MDL (máxima dimensão linear), S:V (razão superfície / volume).

Os valores médios de riqueza funcional foram menores na região lótica a jusante ($F = 9,071$, $p = 0,0001$) em relação à região lótica a montante (Tukey, $p = 0,0037$), à região de transição (Tukey, $p = 0,0006$) e à região lacustre (Tukey, $p = 0,0002$), não havendo diferença significativa entre os valores das regiões lótica a montante, de transição e lacustre. Não foi verificada influência significativa da variação temporal sobre os valores de riqueza funcional ($F = 3,077$, $p = 0,0870$). Os valores médios de equitabilidade funcional foram similares entre as regiões ($F = 1,326$, $p = 0,2794$) e entre os períodos hidrológicos ($F = 3,000$, $p = 0,0910$). Os valores médios de diversidade funcional (entropia quadrática de Rao) apresentaram diferenças entre as regiões do rio-reservatório ($F = 8,795$, $p < 0,0001$) e não foram influenciados pelo regime hidrológico ($F = 0,286$, $p = 0,5957$). Os valores nas regiões lênticas (de transição e lacustre) foram menores que os das regiões lóticas (montante e jusante), sendo que na região lótica a jusante foi maior que a de transição (Tukey, $p = 0,0027$) e lacustre (Tukey, $p = 0,0008$), da mesma forma, a lótica a montante foi maior que a de transição (Tukey, $p = 0,0179$) e a lacustre (Tukey, $p = 0,0111$); a região lótica a montante não diferiu da lótica a jusante (Tukey, $p = 0,9173$) e a de transição não diferiu da lacustre (Tukey, $p = 9750$) (Fig. 6).

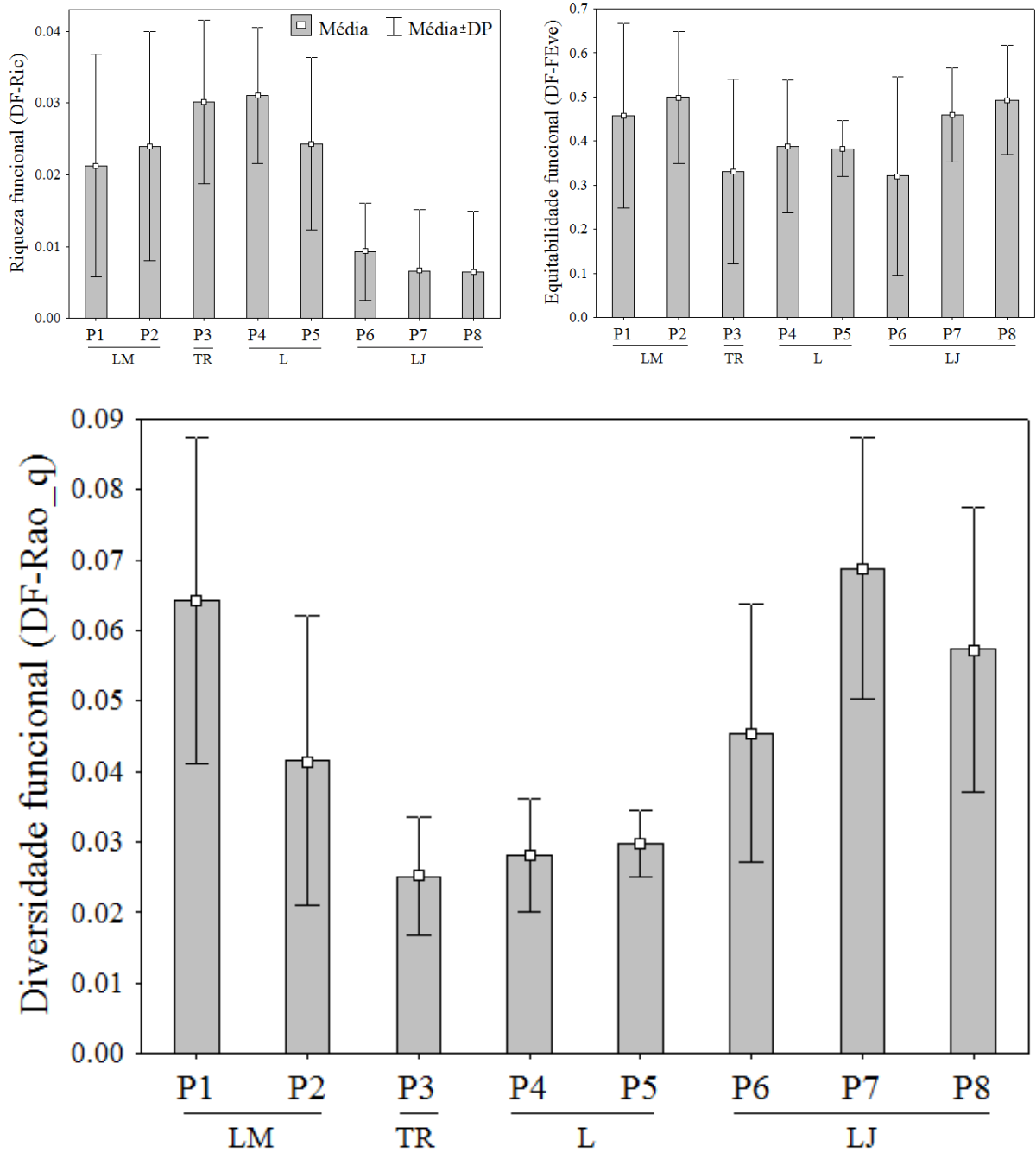


Figura 6 – Médias (\pm DP) dos índices de diversidade funcional fitoplanctônica (riqueza e equitabilidade funcional e entropia quadrática de Rao), por ponto de coleta, no período de outubro de 2014 a março de 2015. Regiões do eixo rio-reservatório: LM (lacustre a montante), TR (transição), L (lacustre) e LJ (lótica a jusante).

3.4 DISCUSSÃO

Foi evidenciada uma compartimentalização no sistema rio-reservatório, e a resposta das características funcionais da comunidade fitoplanctônica a essa diferenciação. Dessa forma, a mudança horizontal das características ambientais no reservatório esteve acompanhada da variação da diversidade funcional fitoplanctônica.

Demonstrou-se como os filtros ambientais estruturam as comunidades por meio da influência sobre os traços funcionais das espécies, como evidenciado pela RLQ. Dessa forma, as condições ambientais afetaram positiva ou negativamente o estabelecimento e desenvolvimento das espécies com determinadas características. Por exemplo, condições de estratificação na coluna de água verificadas na região lacustre, em que as perdas por sedimentação são maiores, estiveram associadas a traços que favorecem a permanência na camada eufótica (e.g., formas filamentosas com aerótopos) e explicaram a dominância da cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii* nessa região do reservatório. Além disso, o sucesso desta espécie na região lacustre do reservatório, onde a disponibilidade de nitrogênio é menor, pode ser atribuída a sua capacidade de produzir heterócitos (Padisák, 1997; Reynolds et al., 2002), observados em um terço das amostras do reservatório.

A falta de diferenciação da região de transição do reservatório em relação às demais regiões do eixo rio-reservatório era esperada tendo em vista suas características físicas, químicas e biológicas intermediárias.

Na região lótica, caracterizada por apresentar alta mistura e onde as perdas do fitoplâncton são devidas principalmente a lavagem hidráulica e destruição mecânica (Elliott et al., 2001; Reynolds et al., 2002), houve dominância de espécies com traços como presença de lórica e pigmentação marrom, especialmente diatomáceas, que possuem carapaça silicosa. Essa característica favorece a maior representatividade desse grupo em sistemas lóticos (Margalef, 1978; Reynolds, 1998) e reservatórios com alta mistura (Borges et al., 2008; Silva et al., 2005; Souza et al., 2016).

A região lótica também favoreceu espécies com flagelo, notadamente as euglenofíceas. Esse traço está associado geralmente a ambientes com baixa mistura da coluna de água (Jones, 1988; Litchman e Klausmeier, 2008), e os pontos lóticos P1, P2 e P6 apresentaram um fluxo de água reduzido, o que pode explicar essa relação com as regiões lóticas. As euglenofíceas são geralmente dominantes em condições de altas concentrações de compostos húmicos, nutrientes e maior turbidez (Alves-de-Souza et al., 2006). Desta forma, sua dominância na região lótica a montante do reservatório de Bocaina pode ter sido

favorecida pela reduzida velocidade de corrente de água, vazão, profundidade, altas concentrações de nitrogênio inorgânico e fósforo orgânico dissolvido devido ao aporte alóctone de compostos orgânicos. Além disso, em ambientes rasos este grupo é beneficiado devido aos processos de troca de inóculos entre a água e o sedimento (Borics et al., 2012; Stomp et al., 2011).

Os maiores valores de riqueza funcional registrados na região lótica a montante e, especialmente, no reservatório, indicam que as espécies ocuparam uma maior porção do espaço funcional nessas regiões (Mouchet et al., 2010), favorecidas provavelmente pela maior disponibilidade de recursos. Além disso, a maior riqueza funcional registrada na região lacustre foi influenciada provavelmente por condições de menor turbulência (maior tolerância) e menor lavagem hidráulica, que favorecem a produção fitoplanctônica (Margalef, 1978; Reynolds, 2000), e pela dispersão de inóculos provenientes da região a montante que podem influenciar a estrutura da comunidade fitoplanctônica (Bovo-Scomparin et al., 2013). Na região lótica a jusante, os menores valores podem ser atribuídos à retenção de táxons que ocorre no reservatório, a montante, além da limitação do fitoplâncton pelo baixo tempo de retenção da água e pela baixa disponibilidade de recursos.

Parece existir uma relação entre a hidrodinâmica e a diversidade funcional no ambiente estudado, sendo que os maiores valores deste atributo foram relacionados com as regiões lóticas, que se caracterizaram com maior vazão e maiores razões $Z_{eu}:Z_{max}$ e $Z_{eu}:Z_{mis}$ (sobretudo na região lótica a jusante). Os menores valores de diversidade funcional registrados na região lacustre sugerem alta convergência funcional e baixo grau de diferenciação de nicho e alta competição de espécies (Mason et al., 2005). A competição entre diferentes formas de vida é influenciada pelas condições ambientais e tem sido sugerido que a interação entre espécies (e.g., competição) poderia ser mais intensa em ambientes de menor turbulência (Margalef, 1978). Desta forma, a predominância e desenvolvimento de expressivas populações de espécies filamentosas com aerótopos na região lacustre pode ser atribuída às vantagens que essas características conferem em um ambiente onde as perdas por sedimentação são elevadas (Litchman et al., 2010), e poderia explicar em parte os baixos valores de diversidade funcional registrados nessa região. Além disso, tal padrão condiz com o esperado em relação ao SDC (Ward e Stanford, 1983, 1995).

Os valores de equitabilidade funcional, relativamente baixos e sem diferenças entre as regiões do reservatório podem ter sido influenciados pela presença de agrupamentos de espécies funcionalmente similares (Berke et al., 2014) para o caso das regiões lóticas ou pela dominância de uma espécie (Charbonnier et al., 2016) para o caso da região lacustre. Estes

resultados sugerem que ambientes sujeitos a condições severas (e.g., alta turbulência, altas perdas por sedimentação) apresentam baixa eficiência no uso dos recursos (Mason et al., 2005) e podem favorecer a dominância de poucas características funcionais.

Por fim, a falta de um gradiente temporal evidenciável para a variação dos índices de diversidade funcional utilizados neste estudo pode ter sido produto da grande influência espacial que predominou na maioria dos resultados, aliada à irregularidade pluviométrica ao longo dos meses de coleta. Os baixos índices pluviométricos (abaixo da média) ocorridos durante o período de estudo podem ter sido insuficientes para provocar mudanças hidrológicas perceptíveis nas análises empregadas e redução no biovolume fitoplanctônico.

3.5 CONCLUSÕES

Os atributos funcionais da comunidade fitoplanctônica na área de estudo foram susceptíveis às características ambientais de cada uma das regiões do sistema estudado, em que as características hidrodinâmicas tiveram grande influência na estrutura dos traços funcionais, e nos quais a variabilidade temporal parece não ter efeito significativo. Dessa forma, rejeitou-se parcialmente a primeira hipótese pois somente a diversidade funcional (Rao) apresentou o comportamento esperado, bem como foi rejeitada a segunda hipótese devido a ausência de efeito da temporalidade e, finalmente, a terceira hipótese foi aceita devido ao fato de que variáveis associadas à hidrodinâmica (sobretudo a razão $Z_{\text{mis}}:Z_{\text{max}}$) tiveram grande influência sobre a estrutura dos traços.

Os índices de diversidade funcional, no caso a riqueza funcional e a divergência funcional (Rao), se mostraram como atributos sensíveis às mudanças hidrodinâmicas impostas pelo barramento, podendo ser considerados como de grande utilidade nesse tipo de abordagem, talvez mais apropriados do que a diversidade taxonômica tradicional.

REFERÊNCIAS

- 3º BEC, 2015. 3º Batalhão de Engenharia de Construção de Picos PI. Seção Técnica. Acervos de Obras. Dados da barragem de Bocaina /características e valores, <http://www.3bec.eb.mil.br/acervo_de_obras.htm>. Acesso em novembro 2015.
- Acevedo-Trejos, E., Brandt, G., Bruggeman, J., Merico, A., 2015. Mechanisms shaping size structure and functional diversity of phytoplankton communities in the ocean. *Sci. Rep.* 5(8918), 1-8.
- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., Gonçalves, J.L.M., Sparovek, G., 2014. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorol. Z.* 22(6), 711-728.
- Alves-de-Souza, C., Menezes, M., Huszar, V., 2006. Phytoplankton composition and functional groups in a tropical humid coastal lagoon, Brazil. *Acta Bot. Brasilica* 20(3), 701–708.
- APHA, 1999. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20.ed. Washington DC: American Public Health Association.
- Arthington, A.H., Bernardo, J.M., Ilhéu M., 2014. Temporary rivers: linking ecohydrology, ecological quality and reconciliation Ecology. *River Res. Appl.* 30, 1209–1215.
- Baumgarten, M.G.Z., Rocha, J.M.B., Niencheski, L.F.H., 1996. Manual de análises em oceanografia química. Rio Grande: FURG. 132p.
- BDMEP, 2016. Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa. INMET, <<http://www.inmet.gov.br/projetos/rede/pesquisa/>>. Acesso em março 2016.
- Berke, S.K., Jablonski, D., Krug, A.Z., Valentine, J.W., 2014. Origination and immigration drive latitudinal gradients in marine functional diversity. *Plos One* 9(7), e101494.
- Bicudo, C.E.M., Menezes, M., 2006. Gêneros de algas de águas continentais do Brasil. 2.ed. São Carlos: Rima. 502p.
- Borges, P.A.F., Train, S., Rodrigues, L.C., 2008. Spatial and temporal variation of phytoplankton in two subtropical Brazilian reservoirs. *Hydrobiologia* 607, 63-74.
- Borics, G., Tóthmérész, B., Lukács, B.A., Várbíró, G., 2012. Functional groups of phytoplankton shaping diversity of shallow lake ecosystems. *Hydrobiologia* 698(1), 251–262.
- Botta-Dukát, Z., 2005. Rao's quadratic entropy as measure of functional diversity based on multiple traits. *J. Veg. Sci.* 16, 533-540.
- Bovo-Scomparin, V.M., Train, S., Rodrigues, L.C., 2013. Influence of reservoirs on phytoplankton dispersion and functional traits: a case study in the Upper Paraná River, Brazil. *Hydrobiologia* 702, 115-127.
- Brasil, J., Huszar, V.L.M., 2011. O papel dos traços funcionais na ecologia do fitoplâncton continental. *Oecol. Aust.* 15(4) 799-834.
- Cardoso, A.S., Silva-Filho, S.M.P., Alves, A.E., Rocha, C.M.C., Cunha, M.C.C., 2013. Fitoplâncton como bioindicador de eventos extremos na bacia do rio Una, Pernambuco, Brasil. *Rev. Bras. Geogr. Fis.* 6(4) 697-710.
- Charbonnier, Y.M., Barbaro, L., Barnagaud, J. et al., 2016. *Oecologia*. DOI: 10.1007/s00442-016-3671-9.
- Clark, C.M., Flynn, D.F.B., Butterfield, B.J., Reich, P.B., 2012. Testing the link between functional diversity and ecosystem functioning in a Minnesota grassland experiment. *Plos One* 7(12), e52821.
- Cole, G.A., 1994. Textbook of Limnology. 4.ed. Long Grove: Waveland Press Inc. 412p.
- Concostrina-Zubiri, L., Pescador, D.S., Martínez, I., Escudero, A., 2014. Climate and small scale factors determine functional diversity shifts of biological soil crusts in Iberian drylands. *Biodivers. Conserv.* 23, 1757-1770.

- Datry, T., Fritz, K., Leigh, C., 2016. Challenges, developments and perspectives in intermittent river Ecology. *Freshwater Biol.* 61, 1171-1180.
- Datry, T., Larned, S.T., Tockner, K., 2014. Intermittent rivers: a challenge for freshwater Ecology. *BioScience* 64(3), 229-235.
- Dray, S., Choler, P., Dolédec, S., Peres-Neto, P.R., Thuiller, W., Pavoine, S., Ter-Braak, C.J.F., 2014. Combining the fourth-corner and the RLQ methods for assessing trait responses to environmental variation. *Ecology* 95(1), 14-21.
- Dray, S., Dufour, A.B., 2007. The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists. *J. Stat. Softw.* 22(4), 1-20.
- Elliott, J.A., Irish, A.E., Reynolds, C.S., 2001. The effects of vertical mixing on a phytoplankton community: a modelling approach to the intermediate disturbance hypothesis. *Freshwater Biol.* 46, 1291-1297.
- Estrada, M., Berdalet, E., 1996. Phytoplankton in a turbulent world. *Sci. Mar.* 61(1), 125-140.
- Golterman, H.L., Clymo, R.S., Ohnstad, M.A.M., 1978. *Methods for Physical and Chemical Analysis of Fresh Water*. Oxford: Blackwell Scientific Publications. 213p.
- Gomà, J., Rimet, F., Cambra, J., Hoffmann, L., Ector, L., 2005. Diatom communities and water quality assessment in Mountain Rivers of the upper Segre basin (La Cerdanya, Oriental Pyrenees). *Hydrobiologia* 551, 209-225.
- Hill, M.O., Smith, A.J.E., 1976. Principal component analysis of Taxonomic data with multi-state discrete characters. *Taxon* 25, 249-255.
- Huszar, V.L.M., Silva, L.H.S., Marinho, M., Domingos, P., Sant'Anna, C.L., 2000. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. *Hydrobiologia* 424, 67-77.
- IBGE, 2009. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, <www.ibge.gov.br>. Acesso em fevereiro 2016.
- IBGE, 2011. Malha municipal digital do Brasil com atualização no ano de 2005, <<http://www.ibge.gov.br/lojavirtual/fichatecnica.php?codigoproduto=8893>>. Acesso em julho 2011.
- INPE, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2014. Imagens de satélite CBERS e RES2. <<http://www.inpe.br>>. Acesso em dezembro de 2014.
- Jensen, J.P., Jeppesen, E., Olrik, K., Kristensen, P., 1994. Impact of nutrients and physical factors on the shift from cyanobacterial to chlorophyte. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51, 1692-1699.
- Jones, R.I., 1988. Vertical distribution and diel migration of flagellated phytoplankton in a small humic lake. *Hydrobiologia* 161, 75-87.
- Kembel, S.W., Cowan, P.D., Helmus, M.R., Cornwell, W.K., Morlon, H., Ackerly, D.D., Blomberg, S.P., Webb, C.O., 2010. Picante: R tools for integrating phylogenies and Ecology. *Bioinformatics* 26(11), 1463-1464.
- Kerimoglu, O., Straile, D., Peeters, F., 2012. Role of phytoplankton cell size on the competition for nutrients and light in incompletely mixed systems. *J. Theor. Biol.* 300, 330-343.
- Komárek, J., Anagnostidis, K., 1989. Modern approach to the classification system of Cyanophytes. 4 – Nostocales. *Algol. Stud.* 56, 247-345.
- Komárek, J., Anagnostidis, K., 1998. Cyanoprokaryota. In: Ettl, H., Gärtner, G., Heynig, H., Möllenhauer, D. (Eds.), *Sübwasserflora von Mitteleuropa*. Jena: Gustav Fischer Verlag, cap. 1, 1-548.
- Komárek, J., Anagnostidis, K., 2005. Cyanoprokaryota. In: Büdel, B., Gärtner, G., Krienitz, L., Schagerl, M. (Eds.), *Sübwasserflora von Mitteleuropa*. München: Elsevier GmbH, cap. 2, 1-759

- Koroleff, K.J.H., 1976. Determination of ammonia. In: Grasshoff, E., Kremling, E. (Eds.), *Methods of seawater analysis*. Nova Iorque: Verlag Chemie Wheinhein.
- Kruk, C., Huszar, V.L.M., Peeters, E.T.H.M., Bonilla, S., Costa, L., Lüring, M., Reynolds, C.S., Scheffer, M., 2010. A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshwater Biol.* 55, 614-627.
- Kruk, C., Peeters, E.T.H.M., Van-Nes, E.H., Huszar, V.L.M., Costa, L.S., Scheffer, M., 2011. Phytoplankton community composition can be predicted best in terms of morphological groups. *Limnol. Oceanogr.* 56(1) 110-118.
- Kruk, C., Segura, A.M., Peeters, E.T.H.M., Huszar, V.L.M., Costa, L.S., Kosten, S., Lacerot, G., Scheffer, M., 2012. Phytoplankton species predictability increases towards warmer regions. *Limnol. Oceanogr.* 57(4), 1126-1135.
- Laliberté, E., Legendre, P., 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* 91, 299-305.
- Legendre, P., Galzin, R., Harmelin-Vivien, M.L., 1997. Relating behavior to habitat: solutions to the fourth-corner problem. *Ecology* 78(2), 547-562.
- Leigh, C., Boulton, A.J., Courtwright, J.L., Fritz, K., May, C.L., Walker, R.H., Datry, T., 2016. Ecological research and management of intermittent rivers: an historical review and future directions. *Freshwater Biol.* 61, 1181-1199.
- Lind, T., Terrell, T.T., Kimmel, B.L., 1993. Problems in reservoir trophic-state classification and implications for reservoir management. In: Straskraba, M., Tundisi, J.G., Duncan, A. (Eds.), *Comparative reservoir Limnology and water quality management*. Dordrech: Springer Science / Business Media B.V., 57-67.
- Lins, R.P.M., Barbosa, L.G., Minillo, A., De-Ceballos, B.S.O., 2016. Cyanobacteria in a eutrophicated reservoir in a semi-arid region in Brazil: dominance and microcystin events of blooms. *Braz. J. Bot.* 39(2), 583-591.
- Litchman, E., Klausmeier, C.A., 2008. Trait-based community Ecology of phytoplankton. *Annu. Ver. Ecol. Evol. Syst.* 39, 615-639.
- Litchman, E., Pinto, P.T., Klausmeier, C.A., Thomas, M.K., Yoshiyama, K., 2010. Linking traits to species diversity and community structure in phytoplankton. *Hydrobiologia* 653, 15-28.
- Loladze, I., Elser, J.J., 2011. The origins of the Redfield nitrogen-to-phosphorus ratio are in a homeostatic protein-to-rRNA ratio. *Ecol. Lett.* 14, 244-250.
- Longhi, M.L., Beisner, B.E., 2010. Patterns in Taxonomic and functional diversity of lake phytoplankton. *Freshwater Biol.* 55, 1349-1366.
- Luck, G.W., Carter, A., Smallbone, L., 2013. Changes in bird functional diversity across multiple land uses: interpretations of functional redundancy depend on functional group identity. *Plos One* 8(5), e63671.
- Lund, J.W.G., Kipling, C., Le-Cren, E.D., 1958. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia* 11, 143-170.
- Mackereth, F.Y.H., Heron, J., Talling, J.F., 1978. *Water analysis: some revised methods for limnologists*. FBA Sci. Pub. 36, 1-120.
- Margalef, R., 1978. Life-forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environment. *Oceanol. Acta* 1(4), 493-509.
- Margalef, R., 1983. *Limnologia*. Barcelona: Omega. 1010p.
- Mason, N.W.H., Mouillot, D., Lee, W.G., Wilson, J.B., 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos* 111, 112-118.

- McCutcheon, S.C., Martin, J.L., Barnwell-Jr, T.O., 1993. Water Quality. In: Maidment, D.R. (Ed.), *Handbook of Hydrology*. Nova Iorque: McGraw-Hill.
- Metropolis, N., Ulam, S., 1949. The Monte Carlo Method. *J. Am. Stat. Assoc.* 44(247), 335–341.
- Mouchet, M.A., Villéger, S., Mason, N.W.H., Mouillot, D., 2010. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Funct. Ecol.* 24, 867-876.
- Naselli-Flores, L., 2003. Man-made lakes in Mediterranean semi-arid climate: the strange case of Dr Deep Lake and Mr Shallow Lake. *Hydrobiologia* 506-509, 13-21.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Wagner, H., 2007. Package vegan: Community Ecology Package. v.2.3-3.
- Osler, T.J., 2006. Archimedes'quadrature of the parabola: a mechanical view. *Coll. Math. J.* 37(1), 24-28.
- Pacheco, F.S., Soares, M.C.S., Assireu, A.T., Curtarelli, M.P., Roland, F., Abril, G., Stech, J.L., Alvaia, P.C., Ormetto, J.P., 2015. The effects of river inflow and retention time on the spatial heterogeneity of chlorophyll and water-air CO₂ fluxes in a tropical hydropower reservoir. *BioGeoSciences* 12, 147-162.
- Padisák, J., 1997. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju, an expanding, highly adaptive cyanobacterium: worldwide distribution and review of its Ecology. *Arch. Hydrobiol.* 4, 563–593.
- Padisák, J., Barbosa, F., Koschel, R., Krienitz, L., 2003. Deep layer cyanoprokaryota maxima in temperate and tropical lakes. *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.* 58, p.175-199.
- Padisák, J., Borics, G., Grigorszky, I., Soróczki-Pintér, E., 2006. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index. *Hydrobiologia* 553, 1-14.
- Paradis, E., Claude, J. and Strimmer, K., 2004. APE: analyses of phylogenetics and evolution in R language. *Bioinformatics* 20, 289--290.
- Pavoine, S., Vallet, J., Dufour, A., Gachet, S., Daniel, H. On the challenge of treating various types of variables: application for improving the measurement of functional diversity. *Oikos* 118, 391-402.
- Peel, M.C., Finlayson, B.L., McMahon, T.A., 2007. Updated world map of the Köpper-Geiger climate classification. *Hydrol. Earth Syst. Sc.* 11, 1633-1644.
- Peerapornpisal Y., Sonthichai W., Somdee T., Mulsin P., Rott E., 2006. Water quality and phytoplankton in the Mae Kuang Udomtara reservoir. *Chiang Mai J. Sci.* 26(1), 25-43.
- Petchey, O.L., Gaston, K.J., 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecol. Lett.* 9, 741-758.
- PIAUÍ, 2010. Plano Estadual de Recursos Hídricos do Estado do Piauí: relatório síntese. Teresina: SEMAR. 197p.
- R Development Core Equipe, 2006. R: A Language and Environment for Statistical Computing, Vienna: R Foundation for Statistical Computing.
- Reviere, B., 2006. *Biologia e filogenia das algas*. Porto Alegre: Artmed. 280p.
- Reynolds, C.S., 1989. Physical determinants of phytoplankton succession. In: Sommer, U. (Ed.), *Plankton Ecology: Succession in plankton communities*. Madison: Brock-Springer, 9-56.
- Reynolds, C.S., 1998. What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status? *Hydrobiologia* 369/370, 11-26.

- Reynolds, C.S., 2000. HydroEcology of river plankton: the role of variability in channel flow. *Hydrol. Process.* 14 (16/17), 3119-3132.
- Reynolds, C.S., 2006. *Ecology of phytoplankton*. Cambridge: Cambridge University Press. 535p.
- Reynolds, C.S., Elliott, J.A., Frassl, M.A., 2014. Predictive utility of trait-separated phytoplankton groups: A robust approach to modeling population dynamics. *J. Great Lakes Res.* 40(3), 143-150.
- Reynolds, C.S., Huszar, V., Kruk, C., Naselli-Flores, L., Melo, S., 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *J. Plankton Res.* 24, 417-428.
- Rodrigues, E.I., Cutrim, M.V.J., 2010. Relações entre as variáveis físicas, químicas e fitoplanctônicas de três áreas estuarinas da costa norte do Brasil – São José de Ribamar, Cedral e Cajapió, MA. *Arq. Cienc. Mar* 43(2), 45-54.
- Sakset, A., Chankaew, W., 2013. Phytoplankton as a bio-indicator of water quality in the freshwater fishing area of Pak Phanang River Basin (Southern Thailand). *Chiang Mai J. Sci.* 40(3), 344-355.
- Sant'Anna, C.L., Azevedo, M.T.P., Agujaro, L.F., Carvalho, M.C., Carvalho, L.R., Souza, R.C.R., 2006. *Manual ilustrado para identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras*. Rio de Janeiro: Interciência. 58p.
- Schleuter, D., Daufresne, M., Massol, F., Argillier, C., 2010. A user's guide to functional diversity indices. *Ecol. Monogr.* 80(3), 469-484.
- Silva, C.A., Train, S., Rodrigues, L.C., 2005. Phytoplankton assemblages in a Brazilian subtropical cascading reservoir system. *Hydrobiologia* 537, 99-109.
- Silva, R.M.A., 2007. Entre o combate à seca e a convivência com o semi-árido: políticas públicas e transição paradigmática. *Ver. Econ. Nordeste* 38(3), 466-485.
- Silva, W.J., Felisberto, S.A., Fonseca, C.P., Souza, M.G.M., 2010. Serial Discontinuity along the Descoberto River Basin, Central Brazil. *Acta Limnol. Bras.* 22(3), 344-355.
- Soares, M.C.S., Marinho, M.M., Huszar, V.L.M., Branco, C.W.C., Azevedo, S.M.F.O., 2008. The effects of water retention time and watershed features on the limnology of two tropical reservoirs in Brazil. *Lakes Reserv.* 13, 257-269.
- Souza, D.G., Bueno, N.C., Bortolini, J.C., Rodrigues, L.C., Bovo-Scomparin, V.M., Franco, G.M.S., 2016. Phytoplankton functional groups in a subtropical Brazilian reservoir: responses to impoundment. *Hydrobiologia* 773.
- Sousa, M.V.H., Elias, J.L., 2011. A cidade em perspectiva: As mudanças espaciais e urbanísticas na cidade de Picos PI no período de 1960 – 1980. In: *Anais... VI Simpósio Nacional de História Cultural Escritas da História: Ver-Sentir-Narrar da Universidade Federal do Piauí*. Teresina: UFPI.
- Staley, C., Gould, T.J., Wang, P., Phillips, J. Cotner, J.B., Sadowsky, M.J., 2014. Core functional traits of bacterial communities in the Upper Mississippi River show limited variation in response to land cover. *Front. Microbiol.* 5, 1-11, Art. 414.
- Stomp, M., Huisman, J., Mittelbach, G.G., Litchman, E., Klausmeier, C.A., 2011. Large-scale biodiversity patterns in freshwater phytoplankton. *Ecology* 92(11), 2096–2107.
- Teixeira, C., Tundisi, J.G., Kutner, M.B., 1965. Plankton studies in a mangrove II: The standing-stock and some ecological factors. *Bol. Inst. Oceanogr.* 24, 23-41.
- Török, P., T-Krasznai, E., B-Béres, V., Básci, I., Borics, G., Tórhmérész, B., 2015. Functional diversity supports the biomass-diversity humped-back relationship in phytoplankton assemblages. *Funct. Ecol.* 1-10.
- Tundisi, J.G., Matsumura-Tundisi, T., Calijuri, M.C., 1993. Limnology and management of reservoirs in Brazil. In: *Straskraba, M., Tundisi, J.G., Duncan, A. (Eds.), Comparative reservoir Limnology and water quality management*. Dordrech: Springer Science / Business Media B.V., 25-55.

- Tundisi, J.G., Matsumura-Tundisi, T., Tundisi, J.E.M., 2015. Environmental impact assessment of reservoir construction: new perspectives for restoration economy, and development: the Belo Monte Power Plant case study. *Braz. J. Biol.* 75(3), 10-15.
- Unesco, 1966. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. Determination of photosynthetic pigments in seawater. Paris: UNESCO. 69p.
- Utermöhl, H., 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen phytoplankton. *Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.* 9, 1-38.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., Cushing, C.E., 1980. The River Continuum Concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37, 130-328.
- Villéger, S., Mason, N.W.H., Mouillot, D., 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in *Funct. Ecol.* *Ecology* 89, 2290–2301.
- Ward, J.V., Stanford, J.A., 1983. The Serial Discontinuity Concept of lotic ecosystems. In: Fontaine, T.D., Barthell, S.M. (Eds.), *Dynamics of lotic Ecosystems*. Michigan: Ann Arbor Science, 29-42.
- Ward, J.V., Stanford, J.A., 1995. The Serial Discontinuity Concept: extending the model to floodplain rivers. *Regul. River.* 10, 159-168.
- Zhang, H., Qi, W., John, R., Wang, W., Song, F., Zhou, S., 2015. Using functional trait diversity to evaluate the contribution of multiple ecological processes to community assembly during succession. *Ecography* 38, 1-11.

APÊNDICE – Tabela dos traços funcionais

Apêndice – Táxons encontrados e seus traços funcionais: MDL (máxima dimensão linear, μm), S:V (razão superfície/volume, MO (capacidade de motilidade: A, aerótopos, F, flagelos), FN₂ (capacidade de fixação de N₂, MIX (capacidade de realizar mixotrofia, versatilidade entre autotrofia e heterotrofia), AG (capacidade de formar colônia/filamento), L (lórica, carapaça), PIG (pigmento): AZ, azul (ficocianina), VD, verde (clorofilas a e b e xantofila), MA, marrom (clorofilas a e c e xantofila) e MI, misto (clorofilas a e c e ficoeritrina). Nas variáveis qualitativas binárias: 1 (presença) e 0 (ausência).

TÁXON / GRUPO	TRAÇOS FUNCIONAIS							
	MDL	S:V	MO	FN2	MIX	AG	L	PIG
Bacillariophyceae								
<i>Achnanthydium exiguum</i> (Grun.) Czarn.	26,0	1,6	-	0	0	0	1	MA
<i>Amphora</i> cf. <i>costata</i> W. Sm.	29,0	1,0	-	0	0	0	1	MA
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Sim. var. <i>angustissima</i> (O. Müller) Sim.	289,1	4,0	-	0	0	1	1	MA
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Sim. var. <i>granulata</i>	116,0	0,5	-	0	0	1	1	MA
<i>Cocconeis</i> cf. <i>placentula</i> Ehr.	16,3	1,3	-	0	0	0	1	MA
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kütz.	12,8	1,6	-	0	0	0	1	MA
<i>Discostella stelligera</i> (Cleve e Grun.) Holk e Klee	6,5	2,5	-	0	0	0	1	MA
<i>Eunotia implicata</i> Nörpel, Lang.-Bert. e Alles	54,0	0,8	-	0	0	0	1	MA
<i>Fragilaria virescens</i> Ralfs	14,0	1,5	-	0	0	0	1	MA
<i>Gomphonema brasiliense</i> Grun.	20,0	2,6	-	0	0	0	1	MA
<i>Gomphonema gracile</i> Ehr.	43,8	1,0	-	0	0	0	1	MA
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kütz.) Kütz.	25,3	1,3	-	0	0	0	1	MA
<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kütz.) Rabenh.	87,0	0,7	-	0	0	0	1	MA
<i>Navicula capitatoradiata</i> Germ.	31,3	1,2	-	0	0	0	1	MA
<i>Navicula</i> cf. <i>cryptotenella</i> Lang.-Bert.	30,7	1,3	-	0	0	0	1	MA
<i>Navicula pupula</i> Kütz.	27,2	1,3	-	0	0	0	1	MA
<i>Nitzschia brevissima</i> var. <i>brevissima</i> Grun. em Van Heurck et al	21,3	2,1	-	0	0	0	1	MA
<i>Nitzschia clausii</i> Hantz.	45,0	1,7	-	0	0	0	1	MA
<i>Nitzschia palea</i> (Kütz.) W. Sm.	32,8	1,6	-	0	0	0	1	MA
<i>Nitzschia reversa</i> W. Sm.	45,0	2,5	-	0	0	0	1	MA
<i>Nitzschia umbonata</i> (Ehr.) Lang.-Bert.	62,0	0,9	-	0	0	0	1	MA
<i>Nitzschia</i> sp.	20,8	1,9	-	0	0	0	1	MA
<i>Pinnularia divergens</i> var. <i>mesoleptiformis</i> Kram. e Metz.	48,2	0,7	-	0	0	0	1	MA
<i>Pinnularia divergens</i> var. <i>media</i> Kram.	34,7	1,4	-	0	0	0	1	MA
<i>Pinnularia</i> sp1	11,0	2,4	-	0	0	0	1	MA
<i>Pinnularia</i> sp2	13,0	1,5	-	0	0	0	1	MA
<i>Stenopterobia anceps</i> (Lewis) Bréb. ex Van Heurck	120,0	0,9	-	0	0	0	1	MA
<i>Surirella</i> sp.	23,0	1,5	-	0	0	0	1	MA
<i>Tryblionella victoriae</i> Grun.	50,0	0,6	-	0	0	0	1	MA
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitz.) Comp. em Jahn et al	263,5	1,0	-	0	0	0	1	MA
Cyanobacteria								
<i>Aphanizomenon</i> sp.	45,0	1,7	A	1	0	1	0	AZ
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> W. e G. S. West	20,0	8,0	-	0	0	1	0	AZ
<i>Chroococcus</i> cf. <i>varius</i> A. Braun em Rabenh.	7,0	4,5	A	0	0	1	0	AZ
<i>Coelomoron pusillum</i> (Goor) Kom.	13,0	7,9	-	0	0	1	0	AZ
<i>Coelosphaerium limnicola</i> Lund	50,0	0,7	-	0	0	1	0	AZ
<i>Cyanoduction imperfectum</i> Cronb. e Weibull	10,0	133,3	-	0	0	1	0	AZ
<i>Cyanogranis ferruginea</i> (Wawrik) Hind.	6,0	9,8	-	0	0	1	0	AZ
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (W.) Seen. e Sub. Raju	80,0	2,1	A	1	0	1	0	AZ
<i>Geitlerinema amphibium</i> (Agardh ex Gom.) Anag.	181,8	2,0	-	0	0	1	0	AZ
<i>Geitlerinema splendidum</i> (Grev. ex Gom.) Anag.	105,8	1,4	-	0	0	1	0	AZ
<i>Gomphosphaeria natans</i> Kom. e Hind.	13,0	3,8	-	0	0	1	0	AZ
<i>Jaaginema</i> cf. <i>unigranulatum</i> (Biswas) Anag.	36,0	2,7	-	0	0	1	0	AZ
<i>Lemmermanniella pallida</i> (Lemm.) Geitl.	6,0	2,1	-	0	0	1	0	AZ
<i>Limnothrix rosea</i> (Uterm.) Meffert	142,8	2,0	-	0	0	1	0	AZ
<i>Merismopedia danubiana</i> Hortob.	8,5	8,4	-	0	0	1	0	AZ
<i>Merismopedia glauca</i> (Ehr.) Kütz.	37,5	2,1	-	0	0	1	0	AZ
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemm.	18,0	5,8	-	0	0	1	0	AZ
<i>Nodularia</i> sp.	300,0	0,8	A	1	0	1	0	AZ
<i>Oscillatoria</i> sp.	100,0	0,3	-	0	0	1	0	AZ
<i>Planktolingbya capillaris</i> (Hind.) Anag. e Kom.	80,0	8,0	-	0	0	1	0	AZ
<i>Planktolingbya limnetica</i> (Lemm.) Kom.-Legn. e Cronb.	60,0	4,0	-	0	0	1	0	AZ
<i>Planktothrix agardhii</i> (Gom.) Anag. e Kom.	218,1	0,9	A	0	0	1	0	AZ
<i>Planktothrix isoethrix</i> (Skuja) Kom. e Kom.	107,5	0,8	A	0	0	1	0	AZ
<i>Pseudanabaena catenata</i> Lauterb.	45,0	2,0	-	0	0	1	0	AZ
<i>Pseudanabaena limnetica</i> (Lemm.) Kom.	285,0	3,1	-	0	0	1	0	AZ
<i>Romeria gracilis</i> (Koczw.) Koczw. in Geitl.	12,0	3,2	-	0	0	1	0	AZ
<i>Snowella atomus</i> Kom. e Hind.	10,0	14,8	-	0	0	1	0	AZ
<i>Spirulina corakiana</i> Playf.	28,0	8,1	-	0	0	1	0	AZ

TÁXON / GRUPO	TRAÇOS FUNCIONAIS							
	MDL	S:V	MO	FN2	MIX	AG	L	PIG
<i>Synechocystis aquatilis</i> Sauv.	7,0	1,6	-	0	0	0	0	AZ
Cianofíceia não-identificada	7,0	7,5	-	0	0	1	0	AZ
Chlorophyceae								
<i>Ankistrodesmus gracilis</i> (Reins.) Kors.	33,0	1,3	-	0	0	1	0	VD
<i>Botryococcus</i> cf. <i>braunii</i> Kütz.	30,0	1,4	-	0	0	1	0	VD
<i>Carteria</i> sp.	15,8	1,8	F	0	0	0	0	VD
<i>Chlamydomonas</i> sp.	7,0	4,0	F	0	0	0	0	VD
<i>Chlorogonium</i> sp.	9,5	1,0	F	0	0	0	0	VD
<i>Coelastrum astroideum</i> De Notaris	13,0	1,6	-	0	0	1	0	VD
<i>Coelastrum microporum</i> Näg.	15,0	0,9	-	0	0	1	0	VD
<i>Coelastrum pseudomicroporum</i> Kors.	35,0	1,2	-	0	0	1	0	VD
<i>Coelastrum reticulatum</i> (P.A. Dang.) Senn	14,0	1,6	-	0	0	1	0	VD
<i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirch.) W. e G. S. West	7,0	1,6	-	0	0	1	0	VD
<i>Crucigeniella</i> cf. <i>saguei</i> Kom.	10,0	5,3	-	0	0	1	0	VD
<i>Crucigeniella rectangularis</i> (Näg.) Kom.	23,0	6,4	-	0	0	1	0	VD
<i>Desmodesmus armatus</i> (Chod.) Hegew.	22,0	1,9	-	0	0	1	0	VD
<i>Desmodesmus communis</i> (Hegew.) Hegew.	28,0	2,7	-	0	0	1	0	VD
<i>Desmodesmus intermedius</i> var. <i>intermedius</i> (Chod.) Hegew.	33,0	2,5	-	0	0	1	0	VD
<i>Desmodesmus spinosus</i> (Chod.) Hegew.	20,0	3,6	-	0	0	1	0	VD
<i>Desmodesmus spinulatus</i> (Biswas) Hegew.	12,0	2,4	-	0	0	1	0	VD
<i>Diacanthos belenophorus</i> Kors.	72,0	3,2	-	0	0	0	0	VD
<i>Didymocystis bicellularis</i> (Chod.) Kom.	5,0	3,7	-	0	0	1	0	VD
<i>Eudorina elegans</i> Ehr.	60,0	3,6	F	0	0	1	0	VD
<i>Eutetramorus fottii</i> (Hind.) Kom. sensu Kom.	40,0	4,8	-	0	0	1	0	VD
<i>Gonium pectorale</i> O.F. Müller	30,0	1,5	F	0	0	1	0	VD
<i>Kirshneriella microscopica</i> Nyg.	15,0	19,6	-	0	0	1	0	VD
<i>Lagerheimia balatonica</i> (Scherff.) Hind.	21,0	5,2	-	0	0	0	0	VD
<i>Monactinus simplex</i> (Mey.) Cor.	84,0	3,2	-	0	0	1	0	VD
<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Kors.) Hind.	28,0	1,0	-	0	0	0	0	VD
<i>Monoraphidium circinale</i> Nyg.	10,0	0,6	-	0	0	0	0	VD
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thur.) Kom.-Legn.	18,0	2,2	-	0	0	0	0	VD
<i>Monoraphidium irregulare</i> (G. M. Sm.) Kom.-Legn.	58,0	0,8	-	0	0	0	0	VD
<i>Monoraphidium komarkovae</i> Nyg.	60,0	4,5	-	0	0	0	0	VD
<i>Monoraphidium minutum</i> (Näg.) Kom.-Legn.	8,0	0,9	-	0	0	0	0	VD
<i>Monoraphidium tortile</i> (W. e G.S. West) Kom.- Legn.	25,0	1,7	-	0	0	0	0	VD
<i>Nephrochlamys</i> sp.	10,0	0,8	-	0	0	1	0	VD
<i>Oocystis lacustris</i> Chod.	40,0	2,0	-	0	0	1	0	VD
<i>Pteromonas</i> sp.	25,0	6,7	F	0	0	0	0	VD
<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerh.) Chod.	22,0	2,2	-	0	0	1	0	VD
<i>Scenedesmus acutus</i> Mey.	20,0	1,2	-	0	0	1	0	VD
<i>Scenedesmus ellipticus</i> Cor.	11,0	2,3	-	0	0	1	0	VD
<i>Scenedesmus obliquus</i> var. <i>dimorphus</i> (Turp.) Hansg.	20,0	2,7	-	0	0	1	0	VD
<i>Scenedesmus smithii</i> Chod.	19,0	1,3	-	0	0	1	0	VD
<i>Schroederia setigera</i> (Schröd.) Lemm.	30,0	0,6	-	0	0	0	0	VD
<i>Sphaerellopsis</i> sp.	23,0	1,4	F	0	0	0	0	VD
<i>Tetraedron caudatum</i> (Cor.) Hansg.	14,0	1,0	-	0	0	0	0	VD
<i>Tetraedron minimum</i> (A. Br.) Hansg.	8,0	1,0	-	0	0	0	0	VD
<i>Tetraedron triangulare</i> Kors.	7,0	1,6	-	0	0	0	0	VD
<i>Tetrastrum heteracanthum</i> (Nordst.) Chod.	32,0	2,2	-	0	0	1	0	VD
<i>Treubaria schmidlei</i> (Schröd.) Fott e Kov.	45,0	1,5	-	0	0	0	0	VD
Clorofíceia não-identificada	12,0	4,3	-	0	0	1	0	VD
Euglenophyceae								
<i>Euglena acus</i> (Müller) Ehr.	85,8	0,9	F	0	1	0	0	VD
<i>Euglena spirogyra</i> var. <i>spirogyra</i> Ehr.	80,0	0,8	F	0	1	0	0	VD
<i>Euglena tripteris</i> var. <i>tripteris</i> (Dujardin) Klebs	64,6	0,6	F	0	1	0	0	VD
<i>Euglena</i> cf. <i>tuberculata</i> Swir.	20,0	2,6	F	0	1	0	0	VD
<i>Euglena</i> sp1	47,0	0,4	F	0	1	0	0	VD
<i>Euglena</i> sp2	30,0	0,5	F	0	1	0	0	VD
<i>Euglena</i> sp3	57,0	0,3	F	0	1	0	0	VD
<i>Lepocinclis heterochila</i> Kuff.	20,0	2,8	F	0	1	0	0	VD
<i>Lepocinclis caudata</i> var. <i>caudata</i> (Cunha) Pasch.	51,5	1,0	F	0	1	0	0	VD
<i>Lepocinclis ovum</i> var. <i>globula</i> (Perty) Lemm.	14,0	2,5	F	0	1	0	0	VD
<i>Lepocinclis ovum</i> var. <i>major</i> Kuff.	30,7	1,0	F	0	1	0	0	VD
<i>Lepocinclis ovum</i> var. <i>angustata</i> (Deff.) Conr.	33,5	1,2	F	0	1	0	0	VD
<i>Monomorphina pyrum</i> (Ehr.) Mereschk.	24,0	2,6	F	0	1	0	0	VD
<i>Phacus agilis</i> var. <i>okobojiensis</i> All. e Jahn	12,0	3,5	F	0	1	0	0	VD
<i>Phacus longicauda</i> (Ehr.) Duj.	50,0	1,2	F	0	1	0	0	VD
<i>Phacus orbicularis</i> Hübn.	31,0	1,5	F	0	1	0	0	VD
<i>Phacus polytrophos</i> Poch.	16,3	3,7	F	0	1	0	0	VD
<i>Phacus tortus</i> (Lemm.) Skvort.	75,0	1,0	F	0	1	0	0	VD
<i>Strombomonas eurystoma</i> var. <i>eurystoma</i> (Stein) Pop.	21,4	2,4	F	0	1	0	1	VD
<i>Strombomonas fluviatilis</i> var. <i>fluviatilis</i> (Lemm.) Defl.	33,0	2,2	F	0	1	0	1	VD

TÁXON / GRUPO	TRAÇOS FUNCIONAIS							
	MDL	S:V	MO	FN2	MIX	AG	L	PIG
<i>Strombomonas gibberosa</i> var. <i>longicollis</i> (Playf.) Defl.	60,0	0,9	F	0	1	0	1	VD
<i>Strombomonas girardiana</i> var. <i>girardiana</i> (Playf.) Defl.	39,0	1,1	F	0	1	0	1	VD
<i>Strombomonas girardiana</i> var. <i>triondulata</i> Tell e Zaloc.	50,0	0,9	F	0	1	0	1	VD
<i>Strombomonas lanceolata</i> (Palyf.) Defl.	9,0	6,0	F	0	1	0	1	VD
<i>Strombomonas ovalis</i> (Palyf.) Defl.	32,3	1,6	F	0	1	0	1	VD
<i>Strombomonas rotunda</i> (Palyf.) Defl.	35,0	1,2	F	0	1	0	1	VD
<i>Strombomonas triquetra</i> (Palyf.) Defl.	39,0	0,4	F	0	1	0	1	VD
<i>Strombomonas verrucosa</i> (Daday) Defl.	27,5	1,3	F	0	1	0	1	VD
<i>Trachelomonas abrupta</i> var. <i>minor</i> Defl.	18,0	2,8	F	0	1	0	1	VD
<i>Trachelomonas armata</i> (Ehr.) Stein.	7,5	5,2	F	0	1	0	1	VD
<i>Trachelomonas bernardinensis</i> Visch.	30,0	1,7	F	0	1	0	1	VD
<i>Trachelomonas caudata</i> (Ehr.) Stein.	11,0	4,0	F	0	1	0	1	VD
<i>Trachelomonas crebea</i> var. <i>crebea</i> fa. <i>crebea</i> Kell.	19,0	2,0	F	0	1	0	1	VD
<i>Trachelomonas curta</i> Cunha emend. Defl. var. <i>minima</i> Tell e Zaloc.	9,5	0,6	F	0	1	0	1	VD
<i>Trachelomonas hispida</i> var. <i>punctata</i> Lemm.	27,0	1,7	F	0	1	0	1	VD
<i>Trachelomonas intermedia</i> var. <i>minor</i> Tell	15,0	1,9	F	0	1	0	1	VD
<i>Trachelomonas similis</i> Stok.	33,0	1,4	F	0	1	0	1	VD
<i>Trachelomonas sydneyensis</i> Playf.	31,0	1,2	F	0	1	0	1	VD
<i>Trachelomonas volvocina</i> var. <i>volvocina</i> (Ehr.) Ehr.	5,5	1,1	F	0	1	0	1	VD
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> Svir.	14,0	2,2	F	0	1	0	1	VD
Cryptophyceae								
<i>Chroomonas</i> cf. <i>acuta</i> Uterm.	5,0	2,7	F	0	1	0	0	MI
<i>Cryptomonas curvata</i> Ehr.	43,0	1,2	F	0	1	0	0	MI
<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuj.	12,5	1,0	F	0	1	0	0	MI
<i>Cryptomonas</i> sp.	10,0	0,6	F	0	1	0	0	MI
Cryptophyceae não-identificada	14,0	2,3	F	0	1	0	0	MI
Xanthophyceae								
<i>Goniochloris fallax</i> Fott	30,0	0,5	-	0	0	0	1	VD
<i>Goniochloris spinosa</i> Pasch.	35,0	0,4	-	0	0	0	1	VD
Zygnemaphyceae								
<i>Closterium acutum</i> var. <i>linea</i> (Perty) W. e G.S. West	119,0	0,8	-	0	0	0	0	VD
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i> (Lemm.) Krieg.	83,0	1,5	-	0	0	0	0	VD
<i>Closterium praelongum</i> Bréb.	152,0	0,4	-	0	0	0	0	VD
<i>Hyalotheca mucosa</i> Ralfs	5,0	0,8	-	0	0	1	0	VD
<i>Mougeotia</i> sp.	157,5	0,5	-	0	0	1	0	VD
<i>Staurastrum</i> sp.	8,5	1,2	-	0	0	0	1	VD
Dinophyceae								
<i>Peridinium</i> sp.	23,0	0,3	F	0	1	0	1	MA
Dinofíceas não identificadas	21,0	1,4	F	0	1	0	0	MA
Chrysophyceae								
<i>Dinobryon</i> sp.	50,0	2,3	F	0	1	1	1	MA
<i>Mallomonas</i> sp.	13,0	2,5	F	0	1	0	1	MA

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A diferenciação espacial (horizontal) entre as regiões do eixo rio-reservatório, tanto no aspecto da hidrodinâmica (variáveis físicas e químicas) como da distribuição e abundância do fitoplâncton, foi revelada neste estudo; entretanto, não foram significativas as diferenças temporais (meses com chuva e meses sem chuva), o que foi atribuído à irregular distribuição das chuvas e à preponderante diferenciação espacial.

Foram destacados maiores valores de biovolume dos grupos morfológicos funcionais, nas regiões lacustre e de transição em relação às regiões lóticas, bem como foram registradas diferenças na composição de grupos morfológicos funcionais entre as regiões. Desta forma, as hipóteses testadas foram apenas parcialmente aceitas.

Foi evidenciada a importância das características hidrodinâmicas (especialmente a razão $Z_{\text{mis}}:Z_{\text{max}}$) na estruturação dos traços funcionais fitoplanctônicos. Os principais traços funcionais foram a presença de aerótopos, de flagelos e a pigmentação fotossintetizante. Entre os atributos funcionais estudados, somente a diversidade funcional (Rao) apresentou o comportamento esperado pelo SDC. Portanto, as hipóteses desta abordagem também foram parcialmente aceitas.